Přirozená pastva velkých býložravců

Metodika přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného managementu nelesních a lesních stanovišť

Certifikovaná metodika (Nment)

2. vydání

1. vydání publikováno pod názvem Alternativní management ekosystémů



Foto: Vojtěch Lukáš, Pastevní rezervace Milovice 2016

Miloslav Jirků

Dalibor Dostál

a kol.

2022

Hlavní autoři:

Mgr. Miloslav Jirků, Ph.D.
Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i., Branišovská 31, 370 01 České Budějovice
European Bison Conservation Center – Regional Office Czech Republic
IUCN SSC Bison Specialist Group
kontakt: +420 739 014 817, miloslav.jirku@seznam.cz
www.paru.cas.cz/en/staff/profile/91-miloslavjirku/

Mgr. Dalibor Dostál
Česká krajina, o.p.s., Šultysova 170, 284 01 Kutná Hora
European Bison Conservation Center – Regional Office Czech Republic
IUCN SSC Bison Specialist Group
kontakt: +420 606 635 303, dalibor.dostal@ceska-krajina.cz
www.ceska-krajina.cz

Další autoři:
Prof. RNDr. Karel Prach, CSc., Katedra Zoologie, Jihočeská univerzita, České Budějovice (autor předmluvy)
Doc. JUDr. Vojtěch Stejskal, Ph.D., Katedra práva životního prostředí, Právnická fakulta, Univerzita Karlova (spoluautor kapitol 8 a 15)
RNDr. Jan Robovský, Ph.D., Katedra Zoologie, Jihočeská univerzita, České Budějovice (spoluautor kapitol 4.1.1.1., 4.2.5. a 4.2.6.)
Mgr. Pavel Marhoul, Beleco (GIS mapy, Příloha 2)
Mgr. Daria Jirků, Katedra biologie ekosystémů, Jihočeská univerzita, České Budějovice (GIS mapy, Obr. 11 a 27)

Autoři kapitoly o pastevních rezervacích v ČR (abecedně):
Robert Beneš, Farma Březina; **Mgr. Adrián Czernik**, ČSOP Levrekův ostrov; **David Číp**, JARO Jaroměř; **Mgr. Alice Janečková**, JARO Jaroměř; **Ing. Kamil Lisal**, Semix; **Mgr. Břeněk Michálek**, Česká společnost ornitologická; **Mgr. Ondřej Peksa, Ph.D.**, Botanické oddělení Západočeského muzea v Plzni; **Mgr. Ladislav Rektoris**, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Regionální pracoviště Jižní Čechy, Správa chráněné krajinné oblasti Třeboňsko; **Ing. Robert Stejskal, Ph.D.**, Správa Národního parku Podyjí; **Ing. Jiří Vlček**, Oddělení ochrany přírody, Odbor životního prostředí Plzeňského kraje

Zpracovatelé oponentních posudků:
Prof. RNDr. Milan Chytrý, Ph.D., Ústav botaniky a zoologie, Masarykova univerzita Brno
Prof. RNDr. Pavel Kindlmann, DrSc., Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova
Prof. David Storch, Ph.D., Centrum pro teoretická studia, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova

Zpracovatelé oponentních posudků 1. vydání:
RNDr. Ondřej Sedláček, Ph.D., Katedra ekologie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova,
Ing. Martin Ernst, Ph.D., Ústav ochrany lesů a myslivosti, Lesnická a dřevařská fakulta, Mendelova univerzita v Brně

Dedikace: První vydání metodiky bylo výsledkem řešení projektu aplikovaného výzkumu Technologické agentury České republiky č. TB020MZP045 s názvem „Návrh alternativních managementů pro ekosystémy sekundárních bezlesí v ZCHÚ“ realizovaného v období 7/2014 – 12/2015, aktualizovaná na základě smlouvy MŽP č. 210197.

Natural grazing of large herbivores
Methodology for naturalistic grazing by large herbivores as a long-term and cost-effective sustainable tool for management of (semi)natural non-forest and forest habitats

Abstract

Much of the European biodiversity relies on semi-open to open habitats. Megaherbivores (first wild, then domestic) were removed by men from the Central European landscapes, while industrialization of agriculture/forestry hand in hand with communism wiped out traditional small-scale farming. As a result, the biodiverse (semi)open non-forest and forest habitats maintained for millennia by the beasts and the men alike, degraded at an unprecedented scale. Extreme industrialization of agriculture and forestry on one hand and abandonment of marginal lands on the other, result in two opposing processes – large scale denaturation of a once diverse agricultural/forest landscapes in some areas, and succession of rich pastoral landscapes towards woodlands in others (bush encroachment etc.). As a result, an unprecedented loss of biodiversity occurs throughout the Europe. Great effort is being made by both governmental and non-governmental agencies in an attempt to reverse this unfortunate trend. As conventional management tools, i.e. mowing and temporary grazing by domestic livestock, prove chronically ineffective and extremely expensive and unsustainable, there is a need for a rational alternative management approach to be introduced. The so-called natural or naturalistic grazing by large herbivores is an increasingly practiced way of managing habitats with conservational value. It has the potential to restore and enhance biodiversity, creating self-sustainable environments vital for organisms requiring regular disturbances to moderate and/or reverse successional changes. Importantly, natural grazing is a suitable tool for restoration of postindustrial sites affected by mining. Large wild and/or de-domesticated ungulates including equids and large bovids are therefore being introduced throughout the Europe. Unlike the domestic livestock relying on human care, four autochthonous large grazers, i.e. European bison, so-called back-bred aurochs, wild horse and wild ass, or their ecological proxies, are able to live fairly well year-round in semi-wild or wild conditions of nature reserves with minimal human interventions. This way, the large herbivores provide naturalistic, low-cost, potentially profitable and perpetual year-round grazing landscape management which is highly resistant to economical fluctuations. Due to its obvious and scientifically confirmed positive effects on target non-forest and forest habitats, introduction of the natural(istic) grazing is on rise throughout the Europe. Despite the increasing number of landscapes and extent of areas managed by means of natural grazing, science- and practice-based methodologies for this management practice remain scarce. The aim of the presented methodology is to provide a toolkit for an implementation of natural grazing schemes optimized to the conditions of the Czech and Central European conditions, wherever it proves reasonable and realistic. Both theoretical and practical baselines are provided with respect to Czech and EU legislation and needs. A selection of suitable species/breeds, together with management guidelines and scientific evidence on its results obtained thus far, are provided, supplemented with a list of potential natural grazing localities and corresponding GIS datasets.

Key words

adaptation, back-bred aurochs, biodiversity, climate change, European bison, grazing ecology, kulan, management, megafauna, natural / naturalistic grazing, pasture, large herbivores, ungulates, wild horse

Abstrakt

Velká část evropské biodiverzity je závislá na existenci polootevřených a otevřených stanovišť. Velcí býložravci, tzv. megaherbivoři (nejdříve divocí, později domestikovaní), byli lidmi z krajiny střední Evropy odstraněni, zatímco industrializace zemědělství a lesnictví ruku v ruce s komunismem zničila tradiční hospodaření malých rolníků. Výsledkem je degradace (polo)otevřených nelesních i lesních biotopů, které byly tisíciletí udržovány zvířaty a lidskou činností. Industrializace zemědělství a lesnictví na straně jedné a opuštění okrajových oblastí na straně druhé vedou ke dvěma protichůdným procesům – velkoplošné denaturaci a homogenizaci kdysi různorodých zemědělských/lesních krajinných celků v oblastech intenzivně obdělávaných a přeměnu dříve bohatých pastevních krajin hospodářsky marginálních oblastí vlivem zarůstání. Výsledkem je bezprecedentní ztráta biodiverzity v celé Evropě. Jak vládní, tak nevládní organizace vynakládají značné úsilí ve snaze zabránit tomuto neblahému trendu. Jelikož konvenční nástroje tzv. aktivního managementu krajiny, např. kosení a sezonní pastva domácích zvířat, jsou chronicky neúčinné, velmi nákladné a neudržitelné, je žádoucí zavádění alternativních racionálních managementových postupů. Takzvaná přirozená nebo přírodě blízká pastva velkých býložravců je stále více uplatňovaným nástrojem péče o ochranářsky významná stanoviště. Má potenciál obnovovat a zvyšovat biodiverzitu a vytvářet samo-udržující se různorodé ekosystémy, které jsou nezbytné pro organismy vyžadující pravidelné disturbance mírnící a/nebo blokující sukcesní změny. V neposlední řadě jde o vhodný nástroj pro rekultivaci postindustriálních oblastí ovlivněných těžbou surovin. V celé Evropě je proto zaváděna pastva divokých a polodivokých koňovitých a velkých turů. Na rozdíl od domácího dobytka závislého na lidské péči jsou čtyři autochtonní velcí býložravci (zubr evropský, tzv. zpětně šlechtěný pratur, divoký kůň a divoký osel, či jejich ekologické náhrady) schopni celoročně prospívat v divokém i polodivokém režimu přírodních rezervací s minimem lidských intervencí. Tímto způsobem velcí býložravci poskytují přírodě blízký, nízkonákladový, potenciálně ziskový a dlouhodobě udržitelný pastevní management krajiny do značné míry rezistentní vůči ekonomickým výkyvům. Vzhledem ke zjevnému, vědecky ověřenému, pozitivnímu vlivu na cílová nelesní i lesní stanoviště je zavádění přirozené pastvy na vzestupu napříč Evropou. Přes vzrůstající počty a rozlohy oblastí udržovaných přirozenou pastvou však prakticky chybí vědecky a empiricky podložené metodiky tohoto managementového přístupu. Cílem metodiky je poskytnout nástroj pro implementaci přirozené pastvy optimalizovaný pro podmínky střední Evropy, kdekoliv je to žádoucí a realistické. Teoretická i praktická východiska a doporučení jsou pojednána s ohledem na potřeby a legislativu České republiky a EU. Předložené druhé, aktualizované vydání metodiky poskytuje výčet vhodných druhů/plemen zvířat spolu s návody pro řešení různých aspektů managementové praxe a přehledem poznatků o vlivu přirozené pastvy na prostředí dosud získaných v rámci tuzemské i zahraniční praxe, doplněné přehledem lokalit potenciálně vhodných pro zavedení přirozené pastvy a souvisejícím GIS datasetem. Metodika je určena vládním i nevládním, stejně jako fyzickým i právnickým subjektům a úřadům, přímo či nepřímo ovlivňujícím či realizujícím péči o krajinu, ochranu přírody a podporu biodiverzity.

Klíčová slova

adaptace, biodiverzita, divoký kůň, klimatická změna, management, megafauna, kopytníci, kulan, pastevní ekologie, přirozená / přírodě blízká pastva, velcí býložravci, zpětně šlechtěný pratur, zubr evropský

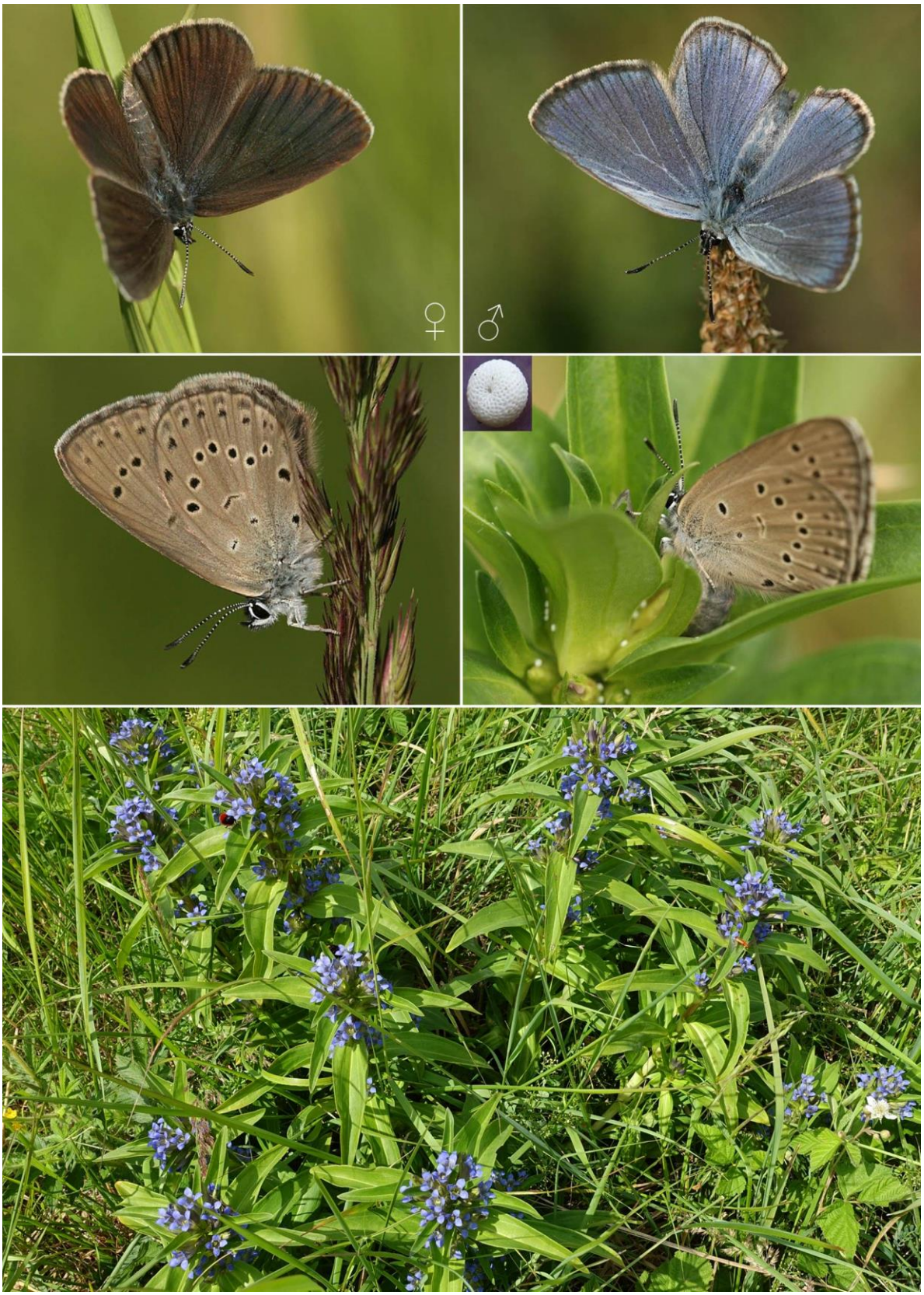
Předmluva

Exploatace krajiny, nejen v České republice, je stále velmi intenzivní s devastujícími dopady na ekologické funkce potažmo ekologické služby, které nám krajina poskytuje. Dosud převládá poněkud bezohledný přístup k využívání přírodních zdrojů ze strany velké části zemědělsky hospodařících podniků, zvláště těch velkých, lesníků či rybářů. Dost nekoncepčně se neustále rozšiřují sídelní a průmyslové areály. Vše se navíc odehrává na pozadí globálních změn. V důsledku těchto vlivů ubývá alarmujícím způsobem biodiverzita, především hmyzu, včetně pro nás zásadních opylovačů. Přes snahu ochrany přírody se tyto procesy daří jen mírně a spíše jen lokálně brzdit. Klasický ochranářský přístup nestačí a stále častěji se prosazuje tzv. ekologická obnova (ecological restoration) jako praktická aplikace dílčího vědeckého oboru ekologie obnovy (restoration ecology). Stále významnější částí ekologické obnovy se stává zavádění pastvy velkých herbivorů jako tzv. *Rewilding* nebo *Natural Grazing*. Ve větším měřítku s tím začali v Nizozemsku, Belgii, Velké Británii, Německu, vesměs s velmi pozitivními vlivy na biodiverzitu, včetně návratu ohrožených až kriticky ohrožených druhů rostlin, hmyzu, ptáků. Jde především o obnovu nebo udržení krajinné mozaiky na větší prostorové škále s vyšším zastoupením travinného bezlesí. To je v temperátní Evropě mnohem druhově bohatší než les. Nejde jen o biodiverzitu. V travinných ekosystémech se většinou ukládá i více uhlíku do půdy než v lese, a hlavně je toto uložení dlouhodobější i trvalejší. V současné době jen v Německu existuje více než 200 rezervací udržovaných pastvou velkých kopytníků.

Zásluhou neziskové organizace Česká krajina se podařilo i u nás zavést pastvu velkých herbivorů již na sedmi rozsáhlejších a několika menších lokalitách. První lokalitou byly Milovice, bývalý vojenský prostor využívaný okupační sovětskou armádou. Když okupanti odešli, krajina řadu let zarůstala především křovinami (hlohy, růžemi aj.) a expanzivními travami (třtinou křovištní aj.) s výrazným ústupem až úplným vymizením řady vzácných a ohrožených druhů rostlin, hmyzu aj. Zavedením pastvy velkých herbivorů se podařilo tento negativní trend zcela obrátit a s potěšením sleduji zprávy o tom, který vzácný druh zmnohonásobil svoji početnost a které druhy se znovu objevily. Milovice jsou jakousi vlajkovou lodí snah o obnovení biodiverzity zavedením pastvy velkými herbivory. Povědomí o nich se dostalo i do světa, nejen mezi odborníky, ale i mezi veřejnost. O projektu referovala i některá přední světová média (BBC, New York Times, Washington Post aj.). Zároveň je smutné, že projekt pořád musí bojovat s nepřízní některých úředníků, kterým evidentně nejde o přírodu, ale o úzké skupinové zájmy. Přeji projektu, ať se mu podaří tyto nepřízně zdárně překonat.

Předložená metodika není jen pouhým technickým návodem, jak pastvu velkých herbivorů zajistit a udržet. Je to velmi komplexní review, barvitý popis evoluce, recentnější historie záchranných programů, populační struktury (včetně genetiky) a potravních a ekologických nároků čtyřech hlavních velkých herbivorů, jenž jsou v Evropě používáni pro údržbu a obnovu krajiny. Autoři na základě svých bohatých zkušeností zavádění velkých herbivorů samozřejmě propagují, ale upozorňují i na limity a různá úskalí. Jedná se o opravdu velmi komplexní pohled na danou problematiku. Lze si jen přát, aby dosavadní dílčí projekty byly trvale udržitelné (zavedení pastvy velkých herbivorů není nějakou jednorázovou nebo krátkodobou záležitostí) a pokud možno se pastva rozšířila i na další vhodné lokality. Namátkou se nabízejí třeba rozsáhlé mostecké výsypky nebo části dosud využívaných vojenských prostorů (např. Doupovské hory). Dobré technické zajištění, které detailně popisuje tato metodika, je klíčové pro úspěch každého dílčího projektu. Na závěr vyslovuji přání, aby se zavádění pastvy velkých herbivorů dlouhodobě dařilo. Dosavadní výsledky jsou více než slibné.

Karel Prach, 31. 12. 2022



Obr. 1. Vymírající, kriticky ohrožený modrásek hořcový Rebelův (*Maculinea alcon f. rebeli*) se svou jedinou živnou rostlinou, silně ohroženým hořcem křížatým (*Gentiana cruciata*) představují symbolickou, ekologicky provázanou dvojici organismů bytostně závislých na činnosti velkých býložravců. Po zániku extenzivní pastvy u nás tato dvojice plošně vymizela a přežívá jen v několika vzájemně izolovaných mikrolokalitách. Po zavedení přirozené pastvy velkých býložravců v bývalém vojenském prostoru Milovice-Mladá oba druhy okamžitě obsadily pasené plochy a opět se jim zde daří. Pastevní rezervace Milovice. Modrásek © Marek Vojtíšek, hořec © Miloslav Jirků

Obsah:

OBSAH: 8

1. MOTIVACE: HLAVNÍ ENVIRONMENTÁLNÍ PROBLÉMY SOUČASNOSTI 14

2. PŘIROZENÁ PASTVA VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ 14

2.1. DEFINICE A OBECNÁ VÝCHODISKA 14
2.2. VÝZNAM MEGAFAUNY PRO BIOSFÉRU A GLOBÁLNÍ KLIMATICKÝ SYSTÉM 18
2.3. EXTINKCE MEGAFAUNY 20
2.4. POLODIVOKÝ REŽIM PASTVY 22
2.5. ROZDÍLY MEZI PŘIROZENOU PASTVOU A KONVENČNÍM AKTIVNÍM MANAGEMENTEM 22
2.6. PŘIDANÉ HODNOTY PŘIROZENÉ PASTVY 27
2.7. PŘIROZENÁ PASTVA VS. AKTIVNÍ MANAGEMENT V KONTEXTU KLIMATICKÉ ZMĚNY 30
2.8. NEVÝHODY PASTVY DOMÁCÍCH ZVÍŘAT V OCHRANĚ PŘÍRODY 32
2.8.1. Rizika spojená s běžnou pastvou domácích zvířat 32
2.8.2. Nedostatky běžně chovaných plemen 33
2.8.3. Nevhodnost kombinace divokých a hospodářských zvířat 34
2. 9. NEDOSTATKY POJEZDŮ VOJENSKÉ A OFFROADOVÉ TECHNIKY 37
2.10. LIMITY A ÚSKALÍ PŘIROZENÉ PASTVY 40
2.11. HERBIVORNÍ STRATEGIE 43
2.12. VÝVOJ SPOLEČENSTEV VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ V EVROPĚ 44

3. VLIV PŘIROZENÉ PASTVY NA PŘÍRODU 46

3.1. HETEROGENITA TERESTRICKÝCH STANOVIŠŤ A SPECIFICKÉ BIOTOPY 47
3.2. VEGETACE 51
3.3. MOTÝLI 59
3.4. BROUCI A JINÝ HMYZ 63
3.5. VODNÍ A MOKŘADNÍ BIOTA 66
3.6. PERIODICKÉ TŮNĚ 69
3.7. PTÁCI 72
3.8. SAVCI 77

4. VÝBĚR VHODNÝCH DRUHŮ A PLEMEN VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ A JEJICH SPECIFIKA 79

4.1. DIVOKÉ PŮVODNÍ DRUHY 79
4.1.1. Zubr evropský, Bison bonasus Linnaeus, 1758 80
4.1.1.1. Evoluční původ zubra 82
4.1.1.2. Historický a prehistorický areál zubra 83
4.1.1.3. Zubři na území České republiky: historie a současnost 86
4.1.1.4. Záchrana zubra a jeho současná ochrana 87
4.1.1.5. Světová populace zubra 88
4.1.1.6. Nároky na prostředí 90
4.1.1.7. Rozmnožování a růst zubrů 93
4.1.1.8. Struktura populace 95
4.1.1.9. Prostorové nároky a migrace zubrů 95
4.1.1.10. Potrava 98
4.1.1.11. Genetické linie 101
4.1.1.12. Inbreeding 101
4.1.1.13. Význam genetiky pro chovy zubrů v České republice 102
4.1.1.15. Praktické aspekty chovu zubrů – zimní přikrmování 102
4.1.1.16. Křížení s domácím skotem 103
4.1.1.17. Křížení s bizonem americkým (Bison bison) 104

4.2. VYHUBENÉ DRUHY A JEJICH VHODNÉ EKVIVALENTY 104
4.2.1. Pratur, Bos primigenius Bojanus, 1827 ..... *106*
4.2.1.1. Původ pratura a jeho domestikace 106
4.2.1.2. Historie výskytu pratura v Evropě 107
4.2.1.3. Pratuři v České republice 108
4.2.1.4. Stavba těla a zbarvení 109
4.2.1.5. Etologie praturů 111
4.2.1.6. Potrava 113
4.2.1.7. Nároky na prostředí 114
4.2.2. Ekologické ekvivalenty pratura *115*
4.2.3. Divoký kůň 118
4.2.3.1. Divocí koně holocénu Eurasie 118
4.2.3.2. Domestikace koně 121
4.2.3.3. Divocí koně na území České republiky 125
4.2.3.4. Stavba těla 125
4.2.3.5. Hříva 127
4.2.3.6. Zbarvení 127
4.2.3.7. Biologie a etologie divokých koní 129
4.2.3.8. Nároky na prostředí 130
4.2.3.9. Potrava a voda 131
4.2.3.10. Struktura populace, socialita a časoprostorová aktivita 132
4.2.3.11. Reprodukce a dospívání divokých koní 135
4.2.4. Ekologické ekvivalenty divokého koně *136*
4.2.5. Osel evropský (Equus hemionus hydruntinus) v holocénu *144*
4.2.6. Kulan, Equus hemionus kulan Groves et Mazák, 1967 – ekologická náhrada osla evropského *145*
4.2.6.1. Chov kulanů v lidské péči 147
4.2.6.2. Ochrana kulana 148

5. METODIKA PŘIROZENÉ PASTVY 149

5.1. OBECNÉ ZÁSADY PŘIROZENÉ PASTVY 149
5.2. PRAVIDLA DOBRÉ PRAXE PŘIROZENÉ PASTVY 150
5.2.1. Plocha pastevní rezervace *150*
5.2.2. Extenzivní pastva *150*
5.2.3. Celoroční pastva *150*
5.2.4. Druhově smíšená pastva *150*
5.2.5. Vyloučení toxických antiparazitik a dalších farmak z pastevního systému *150*
5.2.6. Zachování průchodnosti krajiny pro volně žijící zvěř *151*
5.2.7. Kontinuita pastvy *151*
5.2.8. Doplňková opatření na podporu biodiverzity *151*
5.2.9. Přidané hodnoty – ochrana megafauny, reintrodukce, socioekonomické benefity *151*
5.3. VÝCHOZÍ KRITÉRIA PRO ZAKLÁDÁNÍ PASTVIN 152
5.4. ZAKLÁDÁNÍ PASTEVNÍCH REZERVACÍ 154
5.5. VÝBĚR VHODNÝCH DRUHŮ A PLEMEN 155
5.6. VÝPOČET INTENZITY PASTVY – POČET PASENÝCH ZVÍŘAT 155
5.7. UMÍSTĚNÍ AKLIMATIZAČNÍ OHRADY 155
5.8. NAPAJEDLA 156
5.9. OHRADY A DALŠÍ INFRASTRUKTURA PASTEVNÍCH AREÁLŮ – PŘÍLOHA 1 157
5.10. PRŮCHODNOST A BEZPEČNOST PRO ZVĚŘ 161
5.11. PŘÍPRAVA TRASY OHRADNÍKU 162
5.12. PERSPEKTIVY DALŠÍHO ROZVOJE PASTVIN 163
5.13. DALŠÍ KOMPONENTY PASTEVNÍCH AREÁLŮ 163

6. BEZPEČNÝ PROVOZ PASTVIN 163

6.1. VSTUP A VJEZD DO PASTVIN + PRŮCHODY PRO PĚŠÍ 165
6.2. MYSLIVOST 167

7. MANAGEMENT STÁD A POPULACÍ 167

7.1. VOLBA VHODNÝCH DRUHŮ VELKÝCH SPÁSAČŮ 167
7.2. NOSNÁ KAPACITA LOKALIT – POČET ZVÍŘAT NA PLOCHU 168
7.3. ZAKLÁDÁNÍ NOVÝCH STÁD A POPULACÍ 169
7.4. VÝBĚR KONKRÉTNÍCH JEDINCŮ 170
7.5. ARCHIVACE GENETICKÉHO MATERIÁLU 170
7.6. VELIKOST A SLOŽENÍ STÁD 171
7.7. REPRODUKCE 172
7.8. OVĚŘENÍ PATERNITY 172
7.9. ODDĚLOVÁNÍ MLADÝCH JEDINCŮ OD MATEŘSKÉHO STÁDA, DOSPÍVÁNÍ 172
7.10. PROBLEMATIKA UMÍSTĚNÍ MLADÝCH SAMCŮ – DOSPÍVÁNÍ V BAKALÁŘSKÝCH SKUPINÁCH 173
7.11. MANAGEMENT STÁD A POPULACÍ 173
7.12. REGULACE STÁD A POPULACÍ 175
7.13. VÝŽIVA 176
7.14. UMĚLÉ PŘIKRMOVÁNÍ 179
7.15. MANIPULACE SE ZVÍŘATY 180
7.16. ODCHYT A TRANSPORT VELKÝCH TURŮ 180

8. ANIMAL WELFARE A VETERINÁRNÍ ASPEKTY 181

8.1. ZÁKLADNÍ DOPORUČENÍ PŘI KONTAKTU S VELKÝMI ZVÍŘATY 181
8.2. ANIMAL WELFARE 182
8.2.1. Celoroční pastva venku, bez ustájení 183
8.2.2. Teploty a povětrnostní podmínky 184
8.2.3. Vnitrodruhové a mezidruhové interakce 185
8.2.4. Bezpečnost návštěvníků a zvířat 185
8.2.5. Predátoři 187
8.3. ZALOŽENÍ CHOVU – FORMÁLNÍ KROKY 187
8.4. NAKLÁDÁNÍ S KADÁVERY 189
8.5. VETERINÁRNÍ ASPEKTY 190
8.5.1. Zubr 191
8.5.2. Pratur 193
8.5.3. Koňovití 193
8.6. PARAZITOLOGIE 195
8.7. IMOBILIZACE 198

9. MONITORING A HODNOCENÍ VLIVU PŘIROZENÉ PASTVY 199

9.1. ČASOVÝ RÁMEC DOPADŮ PASTVY 200
9.1. DLOUHODOBÝ RUTINNÍ MONITORING 201
9.2. KOMPLEXNÍ VĚDECKÝ MONITORING VLIVU PŘIROZENÉ PASTVY NA FLÓRU A VEGETACI 202
9.3. MONITORING AKTIVITY VELKÝCH KOPYTNÍKŮ 208
9.3.1. Telemetrie 208
9.3.2. Eto-ekologické terénní sledování 210

10. SPOLEČENSTVA VHODNÁ PRO ZAVEDENÍ PŘIROZENÉ PASTVY 210

10.1. NELESNÍ PŘIROZENÁ A POLOPŘIROZENÁ SPOLEČENSTVA 210
10.1.1. Subalpínská vysokobylinná a křovinná vegetace (Mulgedio-Aconitetea) 210

10.1.2. Slaniskové trávníky (Festuco-Puccinellietea) ... *211*
10.1.3. Louky a mezofilní pastviny (Molinio-Arrhenatheretea) ... *211*
10.1.4. Smilkové trávníky a vřesoviště (Calluno-Ulicetea) ... *212*
10.1.5. Pionýrská vegetace písčin a mělkých půd (Koelerio-Corynephoretea) ... *213*
10.1.6. Suché trávníky (Festuco-Brometea) ... *213*
10.1.7. Vegetace skal, zdí a stabilizovaných sutí (Asplenietea trichomanis) a Vegetace pohyblivých sutí (Thlaspietea rotundifolii) ... *213*
10.1.8. Vegetace sešlapávaných stanovišť (Polygono arenastri-Poëtea annuae) ... *214*
10.1.9. Jednoletá vegetace polních plevelů a ruderálních stanovišť (Stellarietea mediae) a Suchomilná ruderální vegetace s dvouletými a vytrvalými druhy (Artemisietea vulgaris) ... *215*
10.1.10. Nitrofilní vytrvalá vegetace vlhkých a mezických stanovišť (Galio-Urticetea) ... *215*
10.1.11. Mezofilní a xerofilní křoviny a akátiny (Rhamno-Prunetea) ... *215*
10.2. Lesní přirozená a polopřirozená společenstva ... 216
10.2.1. Obecná poznámka k vlivu pastvy na lesní společenstva ... *216*
10.2.2. Poříční vrbové křoviny a vrbovotopolové luhy (Salicetea purpureae) ... *216*
10.2.3. Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy (Carpino-Fagetea) - Lužní lesy (Alnion incanae) ... *216*
10.2.4. Květnaté a kyselé bučiny a jedliny (Fagion sylvaticae, Luzulo-Fagion sylvaticae) ... *217*
10.2.5. Dubohabřiny (Carpinion betuli) ... *217*
10.2.6. Teplomilné doubravy (Quercetea pubescentis) a Acidofilní doubravy (Quercetea robori-petraeae) ... *217*
10.2.7. Bazifilní podhorské bory (Erico-Pinetea) – Boreokontinentální jehličnaté lesy (Vaccinio-Piceetea) *218*
10.2.8. Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin (Isoëto-Nano-Juncetea) ... *218*
10.2.9. Vegetace rákosin a vysokých ostřic (Phragmito-Magno-Caricetea) ... *218*
10.3. Postindustriální oblasti ... 218

11. VÝBĚR LOKALIT A OBLASTÍ VHODNÝCH PRO ZAVEDENÍ PŘIROZENÉ PASTVY V ČR – PŘÍLOHA 2 ... 221

12. PŘÍKLADY PRAXE V ČR A ZAHRANIČÍ ... 221

12.1. Příklady špatné praxe ... 222
12.1.1. Oostvaardesplassen, Nizozemsko ... *222*
12.1.2. Polský konik, Heckův kůň a Düllmenský kůň ... *222*
12.1.3. Heckův skot ... *222*
12.1.4. Divocí koně vs. legislativa EU ... *224*
12.1.5. Rewilding Europe ... *224*
12.2. Příklady dobré praxe ... 224
12.2.1. Kraansvlak, NP Zuid-Kennemerland, Nizozemsko ... *224*
12.2.2. Plošná reintrodukce zubra – Bělorusko ... *225*
12.2.3. Zubři v aktivním vojenském prostoru – Polsko ... *225*
12.2.4. Zubři v hospodářských lesích – Polsko ... *226*
12.2.5. Přirozená pastva v bývalých vojenských újezdech – Döberitzer Heide, Německo ... *226*

13. OPATŘENÍ NA PODPORU BIODIVERZITY V PASTEVNÍCH REZERVACÍCH ... 227

13.1. Problematika křovin ... 227
13.2. Management invazních druhů ... 230
13.3. Odstraňování antropogenních prvků a černých skládek ... 232
13.4. Reintrodukce vyhynulých a podpora vymírajících druhů ... 232

14. MOŽNOSTI REINTRODUKCE VYHUBENÝCH VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ V ČESKÉ REPUBLICE ... 236

14.1. Zubr ... 236
14.2. Pratur ... 241
14.3. Divoký kůň ... 241

14.4. KULAN 242

15. PRÁVNÍ OTÁZKY CHOVU A REINTRODUKCE VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ DO KRAJINY 242

15.1. SOUČASNÉ POSTAVENÍ CÍLOVÝCH RODŮ, DRUHŮ A PLEMEN VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ/SPÁSAČŮ V ČESKÉ VNITROSTÁTNÍ LEGISLATIVĚ: ZUBR EVROPSKÝ, PRATUR, KŮŇ, KULAN (PŘEHLED ZÁKONŮ A OMEZENÍ, KTERÉ SE K NIM VZTAHUJÍ) 243
15.1.1. Zákon o šlechtění a plemenitbě 243
15.1.2. Zákon na ochranu zvířat proti týrání 245
15.1.3. Veterinární zákon 246
15.1.4. Občanský zákoník (velcí býložravci jakožto předmět vlastnictví) 246
15.1.5. Zákony týkající se vypouštění zvířat do volné krajiny a jejich přirozeného výskytu v ní 247
15.1.5.1. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny 247
15.1.5.2. ZÁKON Č. 449/2001 SB., O MYSLIVOSTI 247
15.2. PRÁVNÍ NORMY, KTERÉ SE NA VÝŠE UVEDENÉ RODY ČI DRUHY NEVZTAHUJÍ 247
15.3. LEGISLATIVNÍ PODMÍNKY PRO REINTRODUKCI ZVÍŘAT VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ DO VOLNÉ PŘÍRODY 248
15.3.1. Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. 248
15.3.2. Režim zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti 250
15.3.2.1. Otázka využití zákona o myslivosti obecně 250
15.3.2.2. Důsledky zařazení předmětných druhů na seznam zvěře podle § 2 písm. c) zákona o myslivosti 250
15.3.2.3. Otázka použití zákona o myslivosti na předmětné druhy, nebudou-li na seznamu zvěře 251
15.3.3. Ochrana zvířat proti pytláctví a jiným formám ilegálního jednání 252
15.3.3.1. Ochrana podle zákona o ochraně přírody 252
15.3.3.2. Ochrana podle zákona o myslivosti 252
15.3.3.3. Ochrana podle zákona na ochranu zvířat proti týrání 252
15.3.3.4. Ochrana podle trestního zákoníku 253
15.4. CHOV ZVÍŘAT V POLODIVOKÝCH PODMÍNKÁCH 253
15.4.1. Polodivoký režim ve vztahu ke zvířatům 253
15.4.2. Polodivoký režim ve vztahu k prostředí, ve kterém bude zvíře chováno 254
15.4.3. Polodivoký režim ve vztahu k zákonu o myslivosti 254
15.5. PRÁVNÍ FORMY POSKYTOVÁNÍ STÁTNÍCH POZEMKŮ NESTÁTNÍM SUBJEKTŮM ZA ÚČELEM MANAGEMENTU KRAJINY 254
15.6. ODPOVĚDNOST ZA ŠKODY NA ZDRAVÍ A MAJETKU ZPŮSOBENÉ CHOVANÝMI (POLO)DIVOKÝMI ZVÍŘATY 255
15.7. UCHOVÁNÍ OSTEOLOGICKÉHO A JINÉHO BIOLOGICKÉHO MATERIÁLU 257
15.8. MOŽNOSTI REGULACE POLODIVOKÝCH POPULACÍ ZUBRŮ, PRATURŮ, KONÍ A KULANŮ ODLOVEM 257
15.9. MOŽNOSTI PONECHÁVÁNÍ KADÁVERŮ PŘIROZENĚ UHYNULÝCH ZVÍŘAT V KRAJINĚ BEZ NUTNOSTI JEJICH ZPRACOVÁNÍ V KAFILERII 258
15.10. LESNÍ PASTVA – PRÁVNÍ UKOTVENÍ 258
15.10.1. Kategorie lesů a základní pojmy ve vztahu k polodivokému chovu turů a koňovitých – režim lesního zákona č. 289/1995 Sb. 259
15.10.2. Lesy ochranné 260
15.10.3. Lesy zvláštního určení 260
15.10.4. Lesy hospodářské 261
15.11. PŘÍSTUP VELKÝCH KOPYTNÍKŮ K VODNÍM TOKŮM A VODNÍM ÚTVARŮM 262
15.11.1. SOUVISLOSTI S USTANOVENÍMI TÝKAJÍCÍMI SE VZNIKU A ŠÍŘENÍ NÁKAZ 262
15.11.2. Další souvislosti s vodním zákonem č. 254/2001 Sb. 263

16. ZAVÁDĚNÍ PASTVY VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ V ČR 263

16.1. LIMITY A PERSPEKTIVY ZAVÁDĚNÍ PASTVY VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ V ČR 264
16.1.1. Dotační prostředí 265
16.1.1.1. Perspektivy financování pastevních rezervací 267
16.1.2. Přístup orgánů ochrany přírody 268
16.2.1.1. Podmínky správné implementace přirozené pastvy 268
16.1.3. Celkové legislativní a právní prostředí 270

16.1.5. Další rozvoj přirozené pastvy v ČR ... *271*
16.2. PŘEHLED PASTEVNÍCH REZERVACÍ V ČESKÉ REPUBLICE ... 272
16.2.1. Milovice ... *272*
16.2.2. Plachta (Hradec Králové) ... *275*
16.2.3. Ptačí park Josefovské louky (Jaroměř) ... *275*
16.2.4. Národní park Podyjí (Mašovická střelnice a Havranické vřesoviště) ... *277*
16.2.5. Šlovický vrch u Dobřan ... *281*
16.2.6. Kozmické ptačí louky (u Opavy) ... *282*
16.2.7. Přírodní rezervace Rokycany (vojenské cvičiště) ... *283*
16.2.8. Meandry Lužnice (NPR Stará a Nová řeka) ... *284*
16.2.9. Baroch ... *286*
16.2.10. Janovský mokřad (Nýřany) ... *287*
16.2.11. Krnov (bývalé vojenské cvičiště Chomýž) ... *288*

17. LITERATURA ... **289**

PŘÍLOHY ... **316**

1. Motivace: hlavní environmentální problémy současnosti

Adaptace na klimatickou změnu a zastavení ztráty biodiverzity jsou hlavními environmentálními výzvami současného světa. Obojí do značné míry souvisí s překotným vzrůstem a materiálním rozvojem světové lidské populace na pozadí enormního uvolňování uhlíku spalováním fosilních paliv. Do popředí vědeckého i politického zájmu se tak stále více dostávají přírodě blízké intervence nezávislé na fosilních palivech, které mají potenciál synergicky řešit současně adaptaci na změny klimatu a pokles biodiverzity.

Většina nejen evropských ekosystémů má daleko k optimálnímu stavu. Je tomu tak vlivem ztráty přírodních biotopů, fragmentace, neudržitelného využívání přírodních zdrojů, znečištění, invazí nepůvodních organismů včetně patogenů. Dobře zdokumentovaným důsledkem je bezprecedentní ztráta biodiverzity, kterou se přes značné úsilí a vynaložené prostředky nedaří zastavit. Současnými obecně známými antropogenními stresujícími faktory jsou přetížení ekosystémů dusíkem, agrochemie, degradace půd a narušená hydrologie krajiny. Jedním z fundamentálních faktorů radikálně ovlivňujícím zdraví ekosystémů je často přehlížený nedostatek volně žijící megafauny (Jirků 2021). Vymírání (extinkce) megafauny, tedy zvířat přesahujících 45 kg živé váhy, je dnes již dobře zdokumentovaným důsledkem lidské činnosti. Velcí býložravci, všežravci a predátoři byli po desítky milionů let nejen důležitými komponentami, ale také tvůrci a udržovateli ekosystémů. Jejich vyhubení zanechalo světové ekosystémy ochuzené v míře, která nemá obdoby minimálně posledních 30 milionů let (Smith et al. 2018). Extinkce megafauny a zánik jí poskytovaných ekosystémových služeb je třetím velkým problémem dneška. Na druhou stranu je však návrat megafauny jedním z potenciálních klíčů ke zmírnění klimatické změny i zastavení ztráty biodiverzity a její obnovy. Zároveň je nízkonákladovým řešením péče o krajinu s řadou přidaných hodnot včetně značné popularity u veřejnosti. Právě ekologický návrat megafauny prostřednictvím tzv. přirozené pastvy je předmětem předložené studie, jejíž první vydání z roku 2015 vzniklo v reakci na rostoucí potřebu zavedení přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného nástroje managementu rozsáhlých krajinných celků v Česku. Motivací pro druhé aktualizované vydání předložené metodiky bylo množství nově publikovaných vědeckých poznatků a značný rozsah praktických zkušeností získaných na tuzemských lokalitách, kde se vesměs přirozená pastva během prvních osmi let praxe osvědčila.

2. Přirozená pastva velkých býložravců

2.1. Definice a obecná východiska

Přirozená pastva velkých býložravců (také přirozená pastva velkých herbivorů nebo přirozená pastva velkých kopytníků) je forma pastevního managementu, kdy pastva je celoroční, extenzivní, v optimálním případě druhově smíšená a kromě již přítomné volně žijící zvěře zahrnuje pouze autochtonní taxony megafauny (živá váha ≥45 kg), konkrétně specializovaných velkých spásačů (large grazers) zahrnujících monogastrické koňovité a přežvýkavé velké tury. Konkrétně jde o zubra evropského (*Bison bonasus*) a ekologické náhrady (ecological substitutes) tří vyhubených druhů (podrobněji viz kap. 4.), respektive jejich evropských poddruhů, pratura (*Bos primigenius*), divokého koně (*Equus ferus*) a osla evropského (*Equus hemionus hydruntinus*). Tito velcí kopytníci doplňují stávající společenstva herbivorů o chybějící gildu spásačů a žijí v polodivokém režimu ohradníkem vymezených pastevních rezervací, příp. zcela volně umožňují-li to dispozice krajiny. Ekvivalentem termínu přirozená pastva je v anglofonní literatuře naturalistic grazing či natural grazing, v německy

psané literatuře je zaveden termín wilde Weide (viz např. Bunzel-Drüke et al. 2008, Lorimer et al. 2015).

Ekologická obnova samoregulujících se komplexních ekosystémů obnovením přirozených ekologických faktorů a procesů se současným útlumem kontroly a regulace ze strany člověka bývá v literatuře označována termínem rewilding (Carver et al. 2021, Jepson a Blythe 2020; Svenning 2020). Trofický rewilding (trophic rewilding) pak klade důraz na (re)introdukci ekologicky klíčových druhů za účelem obnovení kaskádové regulace trofických interakcí (top-down trophic interactions). Zpravidla se tak děje metodou tzv. přirozené pastvy megafauny s ohledem na její enormní ekologický význam a zároveň absenci v současných nejen evropských krajinách (Svenning et al. 2016). Jako ekvivalent termínu rewilding je používán rovněž pojem refaunace, který je poněkud neutrálnější a ve značně pozměněném evropském prostředí nevyvolává takové kontroverze jako „návrat divočiny".

Právě obnova ekosystémů patří v současné době ke klíčovým úkolům ochrany přírody. Od druhé poloviny 20. století se Evropa dlouhodobě potýká s bezprecedentním úbytkem biodiverzity. Důvodem je způsob využívání krajiny, potažmo péče o ni. Tradiční formy hospodaření ustoupily modernějším, došlo k industrializaci zemědělství i lesnictví a bylo zavedeno plošné užívání agrochemie. Zatímco někde došlo k extrémní intenzifikaci lidské činnosti, jinde naopak k jejímu útlumu, až úplnému zániku. Se změnami způsobu hospodaření došlo k zásadním změnám ve společenstvech velkých býložravců, jejichž význam začíná být v důsledku jejich dlouhodobé absence doceňován až v posledních dekádách. Od pliocénu (před 5,3–2,6 miliony let) a zejména od začátku pleistocénu před 2,6 milionu let byla krajina ovlivňována a formována činností recentních taxonů velkých býložravců, jejichž velké populace v dobách ledových i meziledových zajišťovaly spolu s živly časoprostorově velmi různorodý disturbanční režim (disturbance = narušení) a přírodu tak udržovaly ve stavu neustálé změny. Mnohá nelesní i lesní společenstva se proto vyvíjela za trvalé přítomnosti megafauny. Z hlediska vlivu na přírodu byla zásadní zejména činnost velkých spásačů specializovaných na bylinnou vegetaci.

V současné době meziledové, holocénu, byly v západním palearktu klíčové tři druhy velkých kopytníků: pratur (*B. primigenius*), zubr evropský (*B. bonasus*) a divoký kůň (*E. ferus*), na jihovýchodě s nimi areál sdílel ještě evropský divoký osel (*E. h. hydruntinus*) (blíže k jednotlivým druhům viz kap. 4.). Člověk tyto druhy postupně vyhubil a nahradil domácími zvířaty, která na několik tisíciletí převzala roli vyhubených divokých příbuzných. Šlo však jen o dočasný stav, jelikož ve druhé polovině 20. století z přírody vlivem industrializace zemědělství a lesnictví vymizela i domácí zvířata. S nimi z volné krajiny zmizela celoroční pastva a s ní související ekologické procesy. Vzhledem k zásadní krajinotvorné funkci velkých býložravců představuje posledních několik desetiletí jejich nepřítomnosti zcela nepřirozený stav. Výsledkem absence megafauny a zániku tradičních forem hospodaření je velkoplošná degradace nelesních i některých lesních stanovišť, kterou doprovází dobře zdokumentovaný pokles biodiverzity. V případě býložravců je nejcitelnější absence velkých spásačů (viz kap. 2.2.). Zdánlivý návrat pastvy hospodářských zvířat po roce 1989 nedokáže nahradit činnost divokých velkých spásačů, ani jejich domestikovaných forem. Domácí zvířata současnosti vyžadují intenzivní zootechnickou a veterinární péči včetně ošetřování antibiotiky a antiparazitiky a kvůli ekonomické návratnosti se zpravidla pasou v příliš vysokých počtech na jednotku plochy. Jde o biologicky nežádoucí lokalizovanou intenzivní a sezonní pastvu namísto žádoucí velkoplošné celoroční pastvy nízké až střední intenzity.



Obr. 2. Celoroční charakter pastvy je klíčovým prvkem přirozené pastvy velkých býložravců. Zvířata jsou na pastvinách celoročně bez přikrmování. Mimo vegetační období spasou stařinu, nutričně chudou mrtvou biomasu, jejíž nadměrný objem, resp. nutnost odstraňování, je jedním z palčivých problémů ochrany přírody a managementu krajiny, zejména nelesních stanovišť. Hospodářská zvířata a spárkatá zvěř stařinu nespásají vůbec nebo jen velmi neochotně a management krajiny nezajistí. Pastevní rezervace Milovice. © Michal Köpping

V současnosti se institucionální ochrana přírody pokouší kompenzovat absenci činnosti živlů a velkých spásačů technickými zásahy takzvaného aktivního managementu, jako je kosení, vyřezávání náletových dřevin a nárazové přepásání domácími zvířaty. Jde o činnost plně závislou na činnosti člověka, a tedy enormně nákladnou v řádu desítek tisíc Kč na hektar a rok. Jde navíc o činnost neefektivní, jelikož účinky technických opatření odezní během nižších jednotek let a musejí se prakticky každoročně, navíc s trvale vzrůstajícími náklady, opakovat. Technická opatření aktivního managementu ve skutečnosti nejsou ničím jiným než nedokonalým napodobováním přežitých metod hospodaření, činnosti živlů a megafauny. Děje se tak značně zjednodušeným a ekonomicky neudržitelným způsobem, přičemž náklady těchto běžných opatření každoročně rostou. Reintrodukce megafauny naopak představuje přírodě blízkou a ekonomicky udržitelnou alternativu.

Čím více se o činnosti velkých spásačů dozvídáme, tím je zřetelnější, že jejich působení na přírodu nelze konvenčním technickým managementem napodobit, natož simulovat, nemluvě o nákladnosti. Ekologický návrat megafauny do krajiny je proto z definice účinnější než aktivní management (podrobné srovnání viz kap. 2.8.). Nejinak je tomu v případě napodobování činnosti živlů.

Zatímco živly ve formě požárů a povodní do krajiny vrátit v odpovídajícím měřítku nedokážeme, megafaunu ano. Proto se zejména v západní a jižní Evropě od 80. let 20. století těší velkému zájmu ochrany přírody tzv. natural grazing (někdy uváděn jako naturalistic grazing), volně přeložitelný jako přirozená nebo přírodě blízká pastva. Do určité míry jde samozřejmě o formulační zkratku, jelikož přirozenost čehokoli je subjektivně i objektivně sporná a závislá na časoprostorovém rámci. Někteří autoři tento přístup definují jako refaunaci, tedy navracení vyhynulé (mega)fauny do oblastí (pre)historického výskytu. Tento přístup využívá jako nástroj managementu velké specializované býložravce, jejichž vliv na cílová společenstva, jakož i péče o ně, se podstatným způsobem kvalitativně i kvantitativně liší od managementu kosením a nárazovým přepásáním konvenčními domácími zvířaty, zejména ovcemi a kozami. Vzhledem k nízkým provozním nákladům představuje přirozená pastva finančně racionální a dlouhodobě udržitelnou alternativu konvenčního technického managementu. Nástroji managementu jsou v případě přirozené pastvy primitivní plemena koní a skotu, v poslední době i zubr evropský, který je stále více chápán nejen jako předmět ochrany, ale také jako nástroj managementu krajiny. V hustě osídlené západní a střední Evropě, kde není vhodná či možná reintrodukce/reintrodukce velkých kopytníků do volné přírody, jsou velcí kopytníci navraceni do přírody v polodivokém režimu. Jde o biologicky a ekonomicky realistický způsob jejich ekologického návratu do jinak nefunkční evropské krajiny. Polodivokými či divokými stády/populacemi velkých turů a koňovitých jsou stávající nekompletní a často zcela umělá společenstva herbivorů (zejména spárkaté zvěře) doplňována o chybějící, do nedávné doby však ekologicky dominantní, gildu člověkem vyhubených velkých spásačů.

Přirozená pastva velkých býložravců do přírody navrací chybějící dynamiku a je nástrojem velkoplošného, přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného managementu krajiny. Má potenciál obnovovat a dlouhodobě udržovat samoregulující soběstačné ekosystémy zahrnující celou škálu sukcesních stadií, od raných stadií generovaných disturbancemi až po stadia pozdní, blížící se (přežitému) stadiu klimaxu. Výhodou přirozené pastvy je nejen nesrovnatelná efektivita, ale také řada přidaných hodnot, které jiné typy péče o krajinu nevytvářejí (viz kap. 2.7.). Data dosud získaná v pastevních rezervacích udržovaných činností velkých kopytníků napříč geografickou a habitatovou škálou shodně ukazují obnovení heterogenity vegetace a nárůst jak druhové, tak funkční diverzity všech sledovaných skupin na pasených plochách oproti sousedním plochám nepaseným. Pozitivní

dopad velkých kopytníků na přírodní prostředí je při správném nastavení pastvy evidentní (podrobněji viz kap. 3.).

Jelikož jsou cílové druhy býložravců zároveň ohroženými druhy či plemeny, může založení nových populací otevřít současně nové oblasti pro jejich ochranu in-situ v širším smyslu. Velcí býložravci často velmi intenzivně a pozitivně ovlivňují vegetaci i faunu ve svém okolí, lze proto mluvit o reintrodukci klíčových organismů, tzv. ekosystémových inženýrů, s nimiž se (nejen) palearktická biota vyvíjela přinejmenším od počátku pleistocénu. V neposlední řadě má existence polodivokých stád a populací velkých býložravců potenciál zajistit za zlomkové náklady, nebo dokonce se ziskem, management vybraných oblastí, o které v současnosti veřejné instituce často nákladně a v nedostatečném rozsahu pečují konvenčními metodami technického managementu (kosení, nárazové přepásání ovcemi a kozami). Péči o cenné lokality tak lze zefektivnit a racionalizovat. Přirozená pastva je ideálním spojením udržitelné a přírodě blízké péče o krajinu a ochrany biodiverzity včetně ohrožené megafauny, navíc s řadou přidaných hodnot ve formě adaptace krajiny na změny klimatu a zlepšení schopnosti krajiny zadržovat vodu aj. (viz kap. 2.2.).

Navzdory rostoucímu počtu pastevních rezervací napříč Evropou, zejména západní, existuje málo empiricky podložených metodických doporučení a vědeckých analýz vlivu přirozené pastvy velkých kopytníků na různé komponenty/úrovně biodiverzity. Přitom jen v Německu je přes 200 pastevních rezervací udržovaných přirozenou pastvou velkých kopytníků (Bunzel-Drüke a Reisinger 2010). Důvodem relativní absence technických a vědeckých informací jsou paradoxně dobré výsledky, které z hlediska provozovatelů pastevních rezervací nevyžadují další rozbory. V západní a jižní Evropě se nikdy nepřestalo pastevně hospodařit s velkým dobytkem. Jeho využití k managementu přírodních rezervací zde proto nečelí takové míře neznalosti a předsudků jako v ČR, kde praktické zkušenosti s pastvou velkých býložravců a související tradiční znalosti a dovednosti ve druhé polovině 20. století vymizely. V západní Evropě tak netřeba nic vyvracet a pastevní rezervace „pouze“ potvrzují předpoklad, že vhodně nastavená pastva divokých velkých kopytníků krajině a biodiverzitě prospívá, jen přírodě bližším a levnějším způsobem, než je tomu při použití domácího dobytka či jiných metod aktivního managementu.

Předložená metodika přináší:

i) stručný přehled historických a ekologických souvislostí mezi přirozenou pastvou divokých velkých kopytníků a biodiverzitou
ii) souhrn základních informací o nástrojích péče – autochtonních velkých spásačích
iii) metodická doporučení pro praxi
iv) přehled společenstev a lokalit vhodných pro zavedení přirozené pastvy
v) přehled související legislativy
vi) příklady technického řešení a aktuálních pořizovacích nákladů různých typů ohrazení a další infrastruktury pastvin

2.2. Význam megafauny pro biosféru a globální klimatický systém

Megafauna má enormní význam pro fungování ekosystémů díky celé řadě mechanismů a interakcí mezi živými i neživými složkami přírody, které bez ní neexistují (viz např. Trouwborst a Svenning 2021, Berti a Svenning 2020, Schowanek et al. 2021). Z definice vyniká svou velikostí, fyzickou silou a velkými potravními a prostorovými nároky. Megafauna vesměs výrazně ovlivňuje prostředí, jež obývá, a často zastává roli ekologicky klíčových organismů, takzvaných ekosystémových inženýrů, jež



Obr. 3. Okus křovin a loupání kůry dokáže potlačit či výrazně zpomalit expanzi křovin. Záleží na jejich pokryvnosti. Pro velké kopytníky je kůra důležitou součástí potravy v období vegetačního klidu. Zaměřují se přitom na letorosty a odrostky, které dosud nemají vyvinutou nestravitelnou korkovou vrstvu (borku), nebo naopak staré výhony, které již nemají ostré trny (růže). Dlouhodobě okusované dřeviny si citlivé části chrání hustě zavětvenými a silně otrněnými větvemi, což činí loupání kůry nebezpečným. Pastevní rezervace Milovice. © Michal Köpping

jsou zdrojem neustálé změny prostředí (disturbancí) a článkem propojujícím různé trofické úrovně ekosystémů. Velcí býložravci (herbivoři) formují strukturu vegetace a fyzické prostředí pastvou, okusem (Obr. 3), jejich fyzickým narušováním za vzniku široké škály specifických biotopů (raně sukcesní stadia vegetace, mrtvé dřevo apod.), ale také dálkovou disperzí semen a živin (viz níže). Tyto procesy jsou dále ovlivňovány interakcí s velkými predátory. Specifickými mikrobiotopy pro řadu specializovaných organismů jsou i samotná živá těla, mršiny a trus megafauny. Značná mobilita megafauny zajišťuje biotickou konektivitu rozšiřováním mnoha rostlin, hub a bezobratlých, což ovlivňuje jejich dálkovou disperzi, perzistenci a celkové rozšíření, a pomáhá jejich populacím v adaptaci na klimatické i jiné změny.

Obecně tedy platí, že funkční diverzifikované megafauny generují biodiverzitu na velké časoprostorové škále tím, že udržují heterogenitu vegetace a půd, vytvářejí specifické biotopy a podporují disperzi, což jsou vesměs dobře známé faktory posilující biologickou rozmanitost. Rozsah a komplexnost ekologických dopadů činnosti megafauny jsou do značné míry určovány její funkční diverzitou. Ta zahrnuje velikostní, potravní a další biologické rozdíly mezi jednotlivými zástupci společenstev megafauny, jejichž vlivy na prostředí se vzájemně doplňují a interagují. Ne každý zástupce megafauny má stejný ekologický význam pro fungování ekosystémů, je však evidentní, že obnovení funkční diverzity a abundance megafauny je pro fungování samoregulujících se ekosystémů klíčovým předpokladem.

Je nezbytné uvědomit si, že životní prostředí významně ovlivňuje již samotná přítomnost megafauny i v případě její nízké početnosti. Týká se to zejména středních a větších zástupců s hmotností kolem 300 kg a více. Je to dáno skutečností, že jde vesměs o ekologicky klíčové taxony (viz výše a kap. 2.3.), jejichž činnost nelze uměle napodobit, natož účinně simulovat. V souvislosti s vlivem divokých velkých zvířat na biosféru je přitom důležitý důraz na slovo divoký. Dopady činnosti domestikovaných velkých zvířat fungujících v podmínkách umělých intenzivních produkčních pastevních systémů jsou diametrálně odlišné od přirozených pastevních systémů a jejich vliv na biodiverzitu i klima je při současných chovatelských postupech v konečném důsledku často negativní.

Potenciál megafauny pro globální zmírnění klimatických změn a ztrátu biodiverzity spočívá ve třech mechanismech: i) změna požárového režimu dříve málo hořlavých biomů, v nichž dnes dochází k intenzifikaci požárů, např. mezické stepi, savany a lesy; ii) změna odrazivosti zemského povrchu (terrestrial albedo), zejména v oblastech s potenciálem k přechodu od zapojených k otevřeným porostům ve vyšších zemských šířkách; iii) zvýšení sekvestrace uhlíku v biomase a zejména pak v půdách vlivem navýšení objemu uhlíku uloženého v podpovrchových zásobách temperátních, subtropických i tropických ekosystémů. Megafauna zároveň výrazně zmírňuje ztrátu biodiverzity, jelikož přispívá k adaptaci ekosystémů na klimatické změny zvyšováním komplexity potravních sítí (trophic webs), zvyšováním heterogenity biotopů, zajišťováním dálkové disperze semen rostlin a živin, zvyšováním rezistence ekosystémů vůči náhlým změnám klimatických podmínek a modifikací mikroklimatu (podrobně viz Malhi et al. 2022).

2.3. Extinkce megafauny

V současnosti je alarmujících 60 % z celkem 74 druhů přežívajících býložravých savců o hmotnosti přes 100 kg ohroženo vyhynutím. Jedná se o dohru procesu známého jako extinkce megafauny, způsobeného činností člověka (nadměrný lov, přetváření krajiny atd.), který se odehrává od

posledního, tzv. eemského interglaciálu (před 130–115 tis. lety) do současnosti. Zřetelná je gradace tohoto procesu v posledních 50 tisících letech (podrobně viz Jirků 2021; Stuart 2021). Na většině zemských mas byly extinkce megafauny drastické v řádu středních až vyšších desítek procent. Nejvíce megafauny (přes 90 %) ztratila v posledních 50 tisících letech po osídlení člověkem oblast Sahul (Austrálie + Nová Guinea), následovaná Jižní Amerikou (80 %), Severní Amerikou (70 %) a severní Eurasií (40 %). Ostrovní kontinenty, Madagaskar, Nový Zéland a Novou Kaledonii postihla kompletní extinkce megafauny (100 %). Jedinou výjimkou je krokodýl nilský na Madagaskaru, který se sem však patrně dostal teprve velmi recentně. Jedinými zemskými masami, jimž se paradoxně extinkce megafauny do značné míry vyhnuly, jsou Afrika a jižní Asie, kde za posledních asi 126 let od předchozího (eemského) interglaciálu vyhynulo jen 4 %, resp. 7 % megafauny. Jde jen o zdánlivý paradox. Právě v těchto regionech probíhala evoluce rodu *Homo* a pouze zde měla megafauna k dispozici miliony let na to, aby své vzorce chování přizpůsobila přítomnosti inteligentních, koordinovaně a bezkontaktně lovících predátorů.

Pokud jde o megafaunu, která se v Evropě vyskytuje, nebo by se zde pravděpodobně vyskytovala, kdyby nedošlo k osídlení moderním člověkem (*H. sapiens*), vyhynulo 33 ze 49, resp. 67 % druhů megafauny (Trouwborst a Svenning 2021). V Evropě vyhynulo 100 % megaherbivorů s hmotností přes 1 000 kg a více než 75 % velkých herbivorů a predátorů o hmotnosti přes 100 kg. Nejvíce tedy byli zasaženi megaherbivoři (sloni, mamuti, nosorožci a hroši). Druhou nejzasaženější skupinou jsou velcí spásači, kteří sice byli rovněž všichni vyhubeni, některé druhy se však podařilo zachránit chovem v lidské péči, přičemž pouze jednoho se podařilo vrátit do přírody (zubr evropský, *Bison bonasus*). Další tři druhy, pižmoň severní (*Ovibos moschatus*), osel asijský (*E. h. hemionus*) a kůň Převalského (*Equus przewalskii*), sice ve volné přírodě Evropy díky reintrodukcím opět žijí, jsou však vesměs omezeny na jedinou oblast výskytu, přičemž aktuální výskyt koně Převalského v Černobylské radiační rezervaci na Ukrajině se nachází mimo jeho původní areál rozšíření (do Evropy zasahoval v oblasti zonálních kontinentálních stepí na nejzazším východním okraji Evropy východně od řeky Volhy). Do citovaného výčtu vyhynulých velkých savců Evropy nejsou zahrnuti rovněž vyhynulí hominidi (*Homo neanderthalensis* a *Homo denisova*), samotný moderní člověk (*H. sapiens*) ani semiterestričtí a akvatičtí savci, medvěd lední (*Ursus maritimus*), mrož lední (*Odobenus rosmarus*) a další ploutvonožci. Pokles početnosti (abundance) a geografického rozšíření divokých velkých zvířat je jedním z nejvýraznějších a dobře zdokumentovaných důsledků člověkem způsobených environmentálních změn (Almond et al. 2020). Celková globální biomasa divokých savců (přepočítaná na jednotky uhlíku) je dnes odhadována na 7 teragramů (Tg; 10^6 tun), což je téměř šestkrát (sic) méně než 40 Tg koncem pleistocénu před pouhými 100 tisíci lety. Tento trend přitom rapidně pokračuje do současnosti (Bar-On et al. 2018, Dirzo et al. 2014). Za stejnou dobu naopak vzrostla biomasa lidí na 60 Tg uhlíku a domácích zvířat na 100 Tg (Bar-On et al. 2018). Pokles početnosti a funkční diverzity divoké megafauny vede ke zvýšené míře vymírání jiných skupin živých organismů a negativně ovlivňuje fungování celých ekosystémů (Donoso et al. 2020, Schmitz et al. 2018). Ztráta velkých býložravců má prokazatelně dramatický kaskádový vliv na predátory, mrchožrouty, malé obratlovce, bezobratlé i na vegetaci a ekologické procesy zahrnující oběh živin i hydrologický a požárový režim. V posledních letech se ukazuje rovněž enormní význam megafauny pro planetární klimatický systém. Míra a tempo ztráty megafauny vede k zániku jí poskytovaných tzv. ekosystémových služeb ve stále větší části světa. To se projevuje značnými ekologickými a ekonomickými ztrátami, jejichž rozsah dnes lze jen stěží domýšlet.

2.4. Polodivoký režim pastvy

Polodivoký režim pastvy znamená pastvu v prostředí odpovídajícím nárokům daného druhu velkého kopytníka, nikoliv však volně, nýbrž v prostoru vymezeném vhodným typem ohrazení. Přijatelné je jak oplocení vysokým plotem, tak elektrickým ohradníkem či jejich kombinací, vždy však musí být průchodné, resp. opatřené průchody pro volně žijící zvěř. Polodivoký chov, zejména s ohledem na počet jedinců a skladbu velkých býložravců na jednotku plochy, se primárně odvíjí od managementových potřeb a kapacit lokality se zvláštním zřetelem na předměty ochrany, nikoliv od hospodářského plánu, normovaných stavů zvěře a jiných přednastavených ukazatelů. Stáda a populace jsou pod trvalým dohledem manažera stád/populací, příp. jím pověřených subjektů, zvířata však nejsou cíleně celoročně přikrmována (Obr. 2), pokud nenastanou okolnosti bezprostředně ohrožující jejich zdraví a život, např. v případě dlouhodobé sněhové pokrývky nad 20 cm u koňovitých, resp. 40–50 cm u velkých turů. Obdobně jsou stáda/populace pod pravidelným veterinárním dohledem, zvířata však nejsou medikována, ani preventivně vakcinována, pokud to explicitně nevyžaduje zákon, regionální veterinární správa, aktuální epizootologická situace či kritický stav chovatelsky významných jedinců. Výběr druhů/plemen zvířat je proveden tak, aby byla přirozeně odolná vůči povětrnostním vlivům, bez zdravotních následků zvládala běžné parazitární infekce apod. Polodivoký chov lze zavést na honebních i nehonebních pozemcích. V prostoru polodivokého chovu není vyloučeno právo myslivosti, ani regulační odlovy chovaných zvířat či lesnické využití. Pokud to nekoliduje s welfare chovaných zvířat, neohrožuje bezpečnost návštěvníků a není v rozporu s managementovými potřebami lokality, nejsou po dohodě s provozovatelem pastevní rezervace vyloučeny ani jiné způsoby využívání/údržby lokality (měkký turismus, myslivost apod.).

Polodivoká stáda jsou korektní formou reintrodukce, která nabývá stále většího významu v ochraně megafauny. I v hustě osídlených a intenzivně obhospodařovaných částech světa totiž umožňuje ekologický návrat megafauny do přirozeného prostředí, kde může žít v přirozených sociálních skupinách a plně interagovat se živými i neživými složkami prostředí. Platí to (nejen) pro střední a západní Evropu, což bylo donedávna nepředstavitelné. Díky minimu lidských intervencí jsou navíc polodivoká stáda rezervoáry jedinců dobře adaptovaných na přirozený životní cyklus, což je činí ideálními pro zakládání a genetické obohacování divokých populací.

2.5. Rozdíly mezi přirozenou pastvou a konvenčním aktivním managementem

Oba přístupy k péči o krajinu, aktivní management i přirozená pastva, mají své výhody i úskalí. Konvenčními metodami aktivního managementu, jak je chápán v předloženém textu, jsou technická opatření, která z definice neprobíhají samovolně a jsou plně závislá na lidské činnosti. V Česku je to zejména kosení a vyhrabávání živé či mrtvé bylinné biomasy, výřez dřevin, sezonní pastva hospodářských a pojezdy offroadových a vojenských motorových vozidel. Přirozená pastva je naopak založena na zvýšení funkční diverzity společenstev býložravců za účelem obnovení samovolně probíhajících přírodních procesů, které jsou na člověku závislé jen nepřímo (podrobně viz kap. 2.1.). Jde tedy o dva diametrálně odlišné principy, přičemž každý se hodí za jiné situace. Lze zobecnit, že konvenční aktivní management je z hlediska účinnosti a nákladů vhodný, a často jediný reálný, nástroj péče o lokality řádově jednotek až nižších desítek hektarů. Přirozená pastva je naopak vhodná pro lokality od nižších až středních desítek hektarů výše. Nespornou výhodou přirozené pastvy je, že nemá prostorové omezení. Na rozdíl od aktivního (technického) managementu, jehož náklady rostou úměrně rozloze cílové plochy, lze přirozenou pastvou bez významného navýšení nákladů zajistit péči o území libovolné velikosti (Obr. 4). Náklady za aktivní management krajiny se odvíjejí od plochy, zpravidla dle aktuálních nákladů na hektar/rok, přičemž mají tendenci každoročně se zvyšovat vlivem

trvale rostoucích cen práce, energií a materiálů. Oproti tomu náklady přirozené pastvy se odvíjejí od prvotní investice do infrastruktury nezbytné pro její zavedení (ohradníky, napajedla atd.), následný provoz je velmi levný a návratnost prvotní investice se pohybuje v řádu nižších jednotek let. Přirozenou pastvou velkých kopytníků lze udržovat libovolně velkou plochu, konvenční metody je naopak z důvodu finanční a personální náročnosti vhodné používat spíše pro menší plochy. Přirozená pastva je v řadě ohledů opakem konvenčního aktivního managementu (přehledně viz Tabulka 1).

Přirozená pastva je v porovnání s konvenčními přístupy přírodě nejbližší způsob údržby krajiny. Prvotní lidskou intervencí dochází k zavedení pastvy, čímž se startují přírodní procesy, které fungují dlouhodobě a samovolně se opakují. Konvenční managementová opatření se naopak snaží technickými zásahy přírodní procesy jen napodobovat, mají velmi krátkodobý účinek, často omezený na danou sezonu, a bez další lidské intervence se samy neopakují. Průběh přirozené pastvy stačí usměrňovat, člověk vždy spíše dohlíží, průběh sekání louky či pastvy ovcí je vždy na aktivní činnosti člověka přímo závislý, usměrňovat nestačí (louka se sama neposeče, ovce vyžadují péči a dozor). Přirozená pastva je dlouhodobě výrazně levnější než konvenční aktivní management. Jde přitom o rozdíly řádové, zatímco náklady aktivního managementu se pohybují na úrovni desítek tisíc Kč/rok, náklady přirozené pastvy jsou v jednotkách tisíc Kč/ha/rok.

Výraznou devízou přirozené pastvy je její rychlá návratnost. Jak bylo zmíněno, po počáteční relativně vysoké investici do infrastruktury a zvířat je další provoz velmi úsporný. Například zřízení pastevní rezervace o rozloze cca 210 ha obnáší následující položky:

- 6000 m ohradníku (Příloha 1, Oh-3, cca 120 000 Kč/km),
- dvě aklimatizační ohrady 1,5 a 0,8 ha o celkové délce 850 m (Příloha 1, Oh-1, 330 000 Kč/km),
- příprava trasy (cca 100 000 Kč),
- dvě napajedla (cca 300 000/ks, zahrnuje 2× vrt, administrativní poplatky, 2× jímku 5 m^3, 2× betonové koryto, instalatérské práce a materiál),
- pořízení 18 koní à 15 000/ks (veterinární odběry a vyšetření/očkování, čipování, odchyt, nakládka, transport 200 km),
- pořízení 6 turů à 28 000/ks (veterinární odběry a vyšetření/očkování, čipování, odchyt, nakládka, transport 200 km).

Počáteční investice pak činí cca 2 138 000 Kč. Zde je nutné upozornit, že uvedený příklad počítá s velmi hlubokými vrty o vyšších desítkách metrů a velmi dlouhým transportem. Reálná cena by tedy byla zpravidla o stovky tisíc korun nižší. K cenám zvířat je třeba poznamenat, že uvedené kalkulace zahrnují ceny z roku 2015 a v současnosti (rok 2022) se reálné ceny pohybují cca 100 000/Kč za kus u divokých koní a cca 130 000/kus u turů. Nicméně od roku 2018 společnost Česká krajina poskytuje velké býložravce pro pastevní rezervace v ČR zdarma (zájemce o zvířata hradí jen veterinární vyšetření a transport), takže skutečné náklady na založení pastevní rezervace jsou ještě nižší. Jakkoliv vysoké se mohou pořizovací náklady jevit, je potřeba brát v úvahu značnou rozlohu území, jehož dlouhodobý management investice zajistí, dlouhodobou účinnost opatření, stejně jako výši nákladů obvyklých opatření dle aktuálního ceníku MŽP (v r. 2022 je cena za extenzivní pastvu 30 000 Kč/ha/rok, pojezdy těžkou mechanizací dokonce 33 000 Kč/ha/rok). Srovnáme-li potenciální cenu v případě smluvní extenzivní pastvy hospodářskými zvířaty na téže ploše, placené z prostředků ochrany přírody, činí návratnost investice pouhých 4 až 5 měsíců. Řešením není ani alternativní scénář, kdy se farmář smluvně zaváže zajistit pastevní management a provoz bude placen nikoliv

z prostředků státní ochrany přírody, ale ze zemědělských dotací. Dle aktuálního standardu AOPK znamená extenzivní pastva zatížení 0,5–1,0 VDJ/ha. Možná se jedná o pastvu extenzivní z pohledu produkčního, z hlediska managementu travinobylinných společenstev jde však o pastvu intenzivní, nadměrnou. Zkušenosti z českých pastevních rezervací ukazují, že spodní limit „standardové" extenzivní pastvy, tj. hodnotu 0,5 VDJ/ha, lze zpravidla překročit pouze v případě extrémně produktivních stanovišť, např. v minulosti hnojených aluviálních luk. Na suchých a mezických stanovištích se reálná intenzita pastvy podporující biodiverzitu pohybuje mezi 0,2–0,4 VDJ/ha. Pro srovnání, zemědělský dotační systém připouští minimálně 0,3 VDJ/ha. Managementově žádoucích hodnot 0,2–0,4 VDJ/ha zemědělec nedosáhne jinak než vzdáním se zemědělských dotací z podstatné plochy pastviny, což je kriticky nerentabilní, zejména započítáme-li nutnost opakované instalace a demontáže ohradníků, dovozu vody, transporty zvířat mezi lokalitami a další nevyhnutelné a zároveň nezanedbatelné chovatelské náklady spojené s pastvou hospodářských zvířat. Podobně pokud srovnáme výše uvedený příklad zavedení přirozené pastvy s pojezdy těžkou mechanizací na 20 % plochy (v tomto případě 42 z 210 ha), což je obvyklý poměrný rozsah tohoto disturbančního managementu, vychází nám návratnost cca 18–19 měsíců. Závěrem lze seriózně upozornit, že zemědělci či provozovatelé těžké vojenské/offroad techniky v rámci jimi zajišťovaného managementu z odborných, kapacitních a motivačních důvodů automaticky nezajistí ani biologický monitoring, ani doplňková opatření na podporu biodiverzity (tvorbu tůní, odstraňování křovin, péči o dřeviny, podporu ochranářsky významných taxonů apod.), ani jiné nadstavbové služby jako osvětu veřejnosti, publikaci výsledků managementu atp. Na rozdíl od přirozené pastvy pak pastva domácího zvířectva i pojezdy těžkou mechanizací obnáší celou plejádu negativních dopadů na životní prostředí, které jsou podrobně specifikovány níže v kapitolách 1.5. a 1.6.

Roční náklady za pracovníka chovatelského dohledu na částečný úvazek, který zajišťuje rutinní provoz včetně kontroly technického stavu ohradníků, čerpání vody do napajedel, drobné opravy a výpomoc při odchytech/transportech zvířat, činí v současnosti minimálně nižší stovky tisíc Kč/rok, další cca 10 000 Kč/rok představují náklady za elektřinu. Jakkoliv jednoduše nastíněné dispozice vypadají, česká realita je bohužel složitější a zavádění pastvy velkých býložravců zůstává často velmi komplikované (viz kap. 16.1.). V případě malých pastevních rezervací o nižších až středních desítkách hektarů mohou být náklady na chovatelský dohled přibližně poloviční, ale praktické příklady z konkrétních lokalit ukazují, že s ohledem na situaci na místním trhu práce mohou být i vyšší než u velkoplošných pastevních rezervací. Další náklady se odvíjejí od rozsahu a charakteru doplňkových opatření na podporu biodiverzity (tvorba/obnova tůní, výsadba dřevin, vytrhávání křovin těžkou mechanizací, vyvěšování hnízdních budek apod.), počtu odchytů a transportů zvířat mezi rezervacemi, počtem inspekcí mláďat atd.

V současnosti získává na důležitosti další aspekt přirozené pastvy: rezistence vůči výraznějším změnám cen pohonných hmot a energií. Je to dáno primární nezávislostí na fosilních palivech, jelikož ta nejsou podmínkou každodenního provozu. Současné a předvídatelné budoucí změny cen paliv a energií naopak ukazují ekonomickou zranitelnost, resp. neudržitelnost jak pojezdů těžké techniky, tak nevýdělečné zemědělské činnosti založené jen na dotacích. V případě pojezdů techniky, které jsou do značné míry financovány veřejností jako zážitkové vyjížďky v rámci volnočasových aktivit, pak lze důvodně předpokládat pokles zájmu o tyto činnosti vlivem očekávaného poklesu finanční zdatnosti a životní úrovně společnosti vlivem socioekonomických dopadů probíhajících válečných konfliktů a situace na trhu s fosilními palivy. Spotřeba energií pastevních rezervací velkých kopytníků je o několik řádů nižší. Jejich provoz je založen na elektrické energii pro ohradníky, příp. čerpadla



Obr. 4. Jakkoliv mohou být konvenční managementové metody vhodné a finančně únosné v případě lokalit o rozloze jednotek hektarů, na úrovni desítek hektarů a více jsou chronicky neúčinné a neúnosně nákladné. I v suchých oblastech probíhá sukcese spojená s degradací biologicky bohatých otevřených stanovišť ohromně rychle. V lokalitě Traviny v opuštěném VVP Milovice-Mladá (dnes NPP Mladá) byla ještě v 90. letech 20. století druhově bohatá, strukturně heterogenní mozaika suchých trávníků (viz obr. 11) s řadou vzácných organismů, např. několik druhů orchidejí, hořeček nahořklý, jalovec, vyskytovala se zde běžná ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*). Tyto druhy však v lokalitě vyhynuly poté, co téměř celá plocha zarostla ochuzenými vysokostébelnými trávníky a hložinami (nahoře). Právě k jejich potlačení byla později úspěšně zavedena přirozená pastva, i když s potřebou doplňkových opatření na redukci křovin, které již byly v době zavedení pastvy příliš rozvinuté. Enormní prostorový rozsah květnatých trávníků a heterogenita vegetace obnovené přirozenou pastvou je nejzřetelnější z vyvýšených míst, v tomto případě z vyhlídky pro návštěvníky. Pastevní rezervace Milovice. Nahoře budoucí pastvina Traviny-západ dva roky před zavedením pastvy 28. 6. 2013. Dole pastvina Milovice (pod Benáteckým vrchem) čtvrtý rok po zavedení pastvy 23. 6. 2019. © Miloslav Jirků

Tabulka 1. Srovnání zřizovacích a provozních nákladů, návratnosti a přidaných hodnot relevantních managementových přístupů: přirozené pastvy velkých kopytníků (PP), pastvy hospodářských zvířat a pojezdů těžké techniky. Náklady obvyklých opatření viz ceník MŽP 2022, náklady PP dle reálných výdajů České krajiny, o.p.s., na provoz pastevní rezervace Milovice v sedmiletém období 2015–2021.

Náklady a benefity	**Přirozená pastva**	**Pastva dobytka**	**Pojezd těžké techniky**
Pořizovací náklady na provozní jednotku 100 ha	1.018.095	0 (teoreticky)[1]	0 (teoreticky)
Časová účinnost	Neomezeně	1 rok	1 rok
Náklady provozní jednotky 100 ha/rok	250.000[2]	3.000.000[3]	660.000[3]
Náklady na 1000 ha/rok	250.000	30.000.000	6.600.000
Náklady na 100 ha za 10 let	2.500.000	30.000.000	6.600.000
Navýšení provozních nákladů zvětšením plochy	0	× počet ha	× počet ha
Negativní dopady na přírodu	Žádné	narušení ekosystému rezidui léčiv (antiparazitika), intenzivní pastva, eutrofiace, nedopasky	rušení, znečištění, masivní spalování fosilních paliv, šíření invazních rostlin
Přidané hodnoty pro ochranu přírody	řada: viz kap. 2.6.	žádné	žádné
Komerční potenciál	značný: volnočasové aktivity místních obyvatel, turismus, produkce potravin	maso[4]	omezeně turismus
Návratnost PP × dobytek	4–5 měsíců	-	-
Návratnost PP × pojezdy	18–19 měsíců	-	-

[1] Ve skutečnosti bývá managementová pastva hospodářských zvířat finančně podpořena ze zdrojů ochrany přírody nákupem ohradníků a jiného vybavení

[2] Zahrnuje chovatelský dohled 240 000 Kč/rok + elektřinu pro ohradníky a čerpadla 10 000 Kč/rok

[3] Výpočet dle Nákladů obvyklých opatření MŽP 2022

[4] Prodej masa kompenzuje nerentabilní provoz jen částečně, a tedy nemusí být ziskový

dodávajícího vodu do napajedel, nabíjení baterií pro výzkumná zařízení apod. Na pastvinách s přirozenými napajedly, a tedy bez využití čerpadel, činí měsíční náklady na elektřinu 180 Kč, na pastvinách s čerpadly 800 Kč, tj. 2 160, resp. 9 600 Kč/rok (případné roční přeplatky a nedoplatky jsou v řádu stokorun, uvedené ceny se vztahují k roku 2021). Náklady na elektřinu lze samozřejmě markantně snížit použitím solárního panelu s příslušenstvím, což při současných cenách znamená investici cca 10 000 Kč/pastvina. Pro srovnání dodejme, že při cenách pohonných hmot kolem 35 Kč/l projezdí tank v rámci managementu cca 10 500 Kč za každou hodinu provozu. Obrazně řečeno tank za hodinu projede roční náklady na energetické zajištění provozu např. 250hektarové pastviny Traviny v pastevní rezervaci Milovice.

Odlišná dynamika nákladů mezi přirozenou pastvou a technickým konvenčním managementem má výrazný vliv na strukturu financování v rámci projektů (OPŽP, Life+ apod.). V případě přirozené pastvy dochází k hlavní investici na úplném začátku projektu, zatímco náklady po zbytek trvání projektu jsou nepoměrně nižší. Jelikož k refundaci investic a provozních nákladů dochází u některých druhů dotačních programů s velkým časovým zpožděním a je třeba zajistit také kofinancování projektů, dostávají se realizátoři do svízelné finanční situace, která se táhne celou dobou realizace. U technického managementu je zpravidla struktura čerpání odlišná, nezřídka jsou prvotní náklady nízké a rozpočet se zvyšuje postupně, což podobné těžkosti s předfinancováním opatření negeneruje. Na uvedená specifika je potřeba brát zvláštní zřetel při podávání návrhů a věnovat patřičnou pozornost jak nastavení rozpočtu s ohledem na kapacity žadatele, tak výběru seriózního administrátora.

2.6. Přidané hodnoty přirozené pastvy

Přirozená pastva má krom pozitivního dopadu managementu samotného také řadu potenciálních přidaných hodnot. Kromě úspor může generovat zisk z produkce potravin, vytváří turisticky zajímavé destinace i v jinak nepříliš atraktivních lokalitách, jelikož velká zvířata jsou atraktivní, a proto vzbuzují u veřejnosti zájem i povědomí o smyslu ochrany přírody (hořec pečlivě vypreparovaný kosou z travního porostu zaujme spíše odborníky, hořec opasený koni vzbuzuje zvědavost u veřejnosti). Tento způsob péče o krajinu je rovněž atraktivní pro mnoho vědeckých a výzkumných institucí, jejichž kvalifikovaní pracovníci ve většině dosavadních pastevních rezervací provádějí biologický monitoring a generují cenná nálezová data.

Harmonizace krajiny. Přirozenou pastvou také vzniká harmonická krajina s nezaměnitelnými prvky divokosti, kterou oceňují nejen návštěvníci rezervací, ale také řada vzácných organismů. Naproti tomu, konvenční managementové kosení luk a pastva ovcí a koz je často samoúčelná – o seno je zájem jen v mimořádně suchých letech, pastva ovcí a koz není rentabilní v podstatě nikdy a musí být dotována z veřejných prostředků. Konvenčním managementem lze samozřejmě vytvořit harmonicky působící krajiny také, ovšem s již zmíněnými vysokými náklady, přičemž výsledek zpravidla evokuje spíše krajinu kulturní, nikoliv přírodní, divokou. Prostorově neomezená činnost velkých kopytníků vede ke vzniku přechodových stanovišť, ekotonů, a dochází tak k žádoucímu rozostření umělých, člověkem vytvořených hranic mezi různými biotopy. Konvenční managementová opatření jsou naopak zaměřena na vybrané plochy určitého biotopu, čímž nezřídka dochází k udržování, nebo dokonce obnově ostrých přechodů mezi přírodními stanovišti. Přirozená pastva je postupný proces, konvenční postupy jsou skokovou změnou mezi dvěma odlišnými stavy (neposečeno/posečeno). Přirozená pastva je v podstatě bez vážnějších rizik – časoprostorovou aktivitu velkých kopytníků lze při správném designu pastvin regulovat, kopytníci neruší ostatní obyvatele lokality, nekontaminují půdu farmaky a díky extenzitě pastvy ani výkaly. Některé důsledky konvenčních zásahů jsou naproti

tomu prokazatelně škodlivé, často se o nich ale nemluví. Do této kategorie patří občas zmiňované zahušťování stepních trávníků ovcemi, které jsou příliš lehké na to, aby při nárazové pastvě zároveň dostatečně narušily drn, homogenizace prostředí vlivem plošného kosení (proti extenzivní pastvě je kosení příliš stejnoměrné a plošné vždy). Konvenční typy managementu obnáší i méně zmiňované fenomény, jako je likvidace hnízdních kup lučních mravenců (= další homogenizace prostředí), odklízení mrtvého dřeva z uschlých dřevin kvůli usnadnění kosení, rušení provozem mechanizace a opakovanou přítomností lidí na potenciálně klidných lokalitách. Dlouhodobě opomíjeným, avšak enormně významným problémem managementové pastvy hospodářských zvířat (Obr. 5–6) je kontaminace pastvin a likvidace společenstev koprofilních organismů včetně řady vzácných taxonů hmyzu rezidui toxických antiparazitik vylučovaných v trusu (detailně viz kap. 8.6.). Zde je důležité zdůraznit, že hospodářská zvířata, zejména malí přežvýkavci a koně, se bez odčervování na rozdíl od divokých velkých kopytníků většinou neobejdou.

Ochrana mizející megafauny. Přirozená pastva je rovněž významným řešením problému tzv. defaunace, k níž se v posledních dekádách obrací pozornost vědecké a ochranářské komunity. Ochuzování společenstev živých organismů o živočišné druhy a jimi poskytované ekosystémové služby se týká zejména zmíněné megafauny, tedy zvířat o hmotnosti od 45 kg výše. Jak bylo uvedeno výše, právě ubývání megafauny je přitom nejvýznamnější, jelikož zahrnuje řadu ekologicky klíčových druhů, které zajišťují interakce mezi živými a neživými složkami přírody, jež bez ní neexistují. Úbytek a extinkce megafauny jsou globálním fenoménem, který je z paleontologického hlediska patrný zejména v posledních 50 tisících let. Současný stav znalostí naznačuje, že hlavním spouštěcím mechanismem extinkcí megafauny v tomto období byl v různých částech světa přímý či nepřímý vliv moderního člověka, resp. jeho plošné rozšíření v rámci jednotlivých zemských mas (podrobně viz Jirků 2021). Návrat megafauny je dnes široce vnímán jako vhodný přírodě blízký nástroj obnovy samoregulujících komplexních ekosystémů. Návrat megafauny se v rozvinutých, člověkem hustě osídlených oblastech světa odehrává prostřednictvím zavádění přirozené pastvy velkých býložravců, která je předmětem této metodiky. (V méně osídlených oblastech světa je přistupováno i k reintrodukci velkých predátorů.) V záchraně ohrožené megafauny spočívá další důležitá přidaná hodnota přirozené pastvy. Právě pastevní rezervace mají ohromný potenciál poskytnout stále vzácnější životní prostor vyhubené megafauně, která zpětnovazebně zajišťuje péči o ně. Jde o bezprecedentní, vědecky podložený přístup k ochraně přírody, který vhodným způsobem kombinuje management krajiny s druhovou ochranou ohrožené megafauny a umožňuje její ekologický návrat i do hustě osídlených regionů. Podmínkou úspěšného splnění krajinně-managementových cílů je správné nastavení pastvy, podmínkou úspěšného zapojení pastevních rezervací do druhové ochrany megafauny je správný management stád, tj. přirozená sociální struktura stád a tok genů mezi nimi. V polodivokém režimu ohraničených pastevních rezervací nemají velcí kopytníci možnost emigrace a zpravidla chybí predace. To je kompenzováno průběžným odebíráním části zvířat za účelem jejich výměny mezi stády, zakládání stád nových apod., čímž je simulována chybějící emigrace a predace.

Jednoduchost a univerzálnost. Přidanou hodnotou přirozené pastvy je její jednoduchost a široká využitelnost. O tom svědčí její úspěšná aplikace jednotlivci, veřejnými institucemi, zemědělci i neziskovými organizacemi bez předchozí zkušenosti s chovem velkých kopytníků. Dalším přínosem přirozené pastvy je její široká využitelnost. Má výborné výsledky nejen při péči o přírodně cenná stanoviště v rámci zvláště chráněných území, ale také při údržbě běžné krajiny, včetně pastvin dříve využívaných pro konvenční chovy, nebo při obnově degradovaných stanovišť mimo zvláště chráněná

území (ZCHÚ). V neposlední řadě je přirozená pastva vhodnou komponentou moderované sukcese či přírodě blízké rekultivace postindustriálních lokalit, např. krajin ovlivněných těžbou surovin.

Klidové zóny. K neopomenutelným benefitům přirozené pastvy patří rovněž vytváření chybějících klidových zón v krajině. Nástup nových technologií a typů pohybových aktivit během několika posledních let výrazně změnil způsob, jakým lidé využívají krajinu. Hole pro nordic walking, elektrokola a mapové aplikace v mobilních telefonech prakticky odstranily pojem „nedostupná" nebo „hůře dostupná" lokalita. Rušení drobné zvěře se stalo všudypřítomným fenoménem, jehož symbolickým vrcholem byl např. úhyn desítek srn v zimě 2020/2021 v Krkonošském národním parku. Plochy pastevních rezervací o rozloze desítek až stovek hektarů se tak mohou stát v krajině přirozenými stavebními kameny klidových zón, jejichž přítomnost široká i odborná veřejnost akceptuje. Klidové zóny jsou již nyní integrální komponentou ochrany přírody a mají nezastupitelné a obecně uznávané místo v zonaci národních parků a na některých maloplošných zvláště chráněných územích.

K dosud prakticky nezmapovaným přínosům pastvy velkých kopytníků patří jejich pozitivní vliv na zdraví lidí, konkrétně psychickou pohodu. Pohled na stáda zvířat harmonicky zapadající do krajiny působí na většinu lidí uklidňujícím dojmem. Tento fenomén zatím nebyl blíže zkoumán, do budoucna by mohl mít podobný potenciál jako stále populárnější terapie mezi stromy využívající psychosomatické působení lesů na člověka. Pastevní rezervace motivují k výletu do přírody řadu lidí, kteří by jinak podobné lokality nevyhledávali. To je žádoucí, neboť mizení vztahu populace k přírodě je průvodním jevem postupující urbanizace, jež má významný vliv na psychickou i fyzickou pohodu a v konečném důsledku oslabuje podporu ochrany přírody ze strany společnosti. Problematiku dobře vystihuje pojem „extinction of experience", volně přeložitelný jako ztráta osobní zkušenosti (s přírodou). Tento celospolečenský fenomén typický pro rozvinuté země studovali např. Soga a Gaston (2016), kteří zdokumentovali dramatické snižování času, který lidé různých věkových skupin tráví pobytem v přírodě a interakcemi s jejími různými složkami. Podobné studie mají jedno společné, vyplývá z nich potřeba obnovení vztahu člověka k přírodě, jenž se neobejde bez osobní zkušenosti. Pastevní rezervace velkých kopytníků jsou jednou z nejlepších možností, jak toho lze dosáhnout.

Pozitivní vliv na veřejnost. Jedním z největších přínosů přirozené pastvy velkých býložravců pro oblast ochrany přírody je její nesmírná popularita u veřejnosti. Konvenční ochranářské přístupy sice do určité míry splňují managementové potřeby ochrany přírody, často se však setkávají s nepochopením nebo vyloženě odmítavým postojem veřejnosti (hluk a exhalace způsobované při vysekávání křovinořezy či pojezdech těžké techniky apod.). Přirozená pastva naopak naplňuje jak očekávání ochrany přírody, tak veřejnosti, která míří do přírody za klidným trávením volného času. Pro veřejnost jsou velcí kopytníci velmi atraktivní, a především divocí koně se stávají velmi populární nejen u místních obyvatel, ale i u turistů. Při popularizaci ochrany přírody tak ochranářské instituce našly v pastvě velkých býložravců velmi účinný nástroj, jak vysvětlovat celou řadu procesů a získat pochopení pro kroky, které jsou jinak pro veřejnost nepopulární. Stejně jako na jiných kontinentech i v rámci ČR pomáhají rezervace vytvořené pro početně malou, ale u veřejnosti nesmírně atraktivní, skupinu velkých kopytníků chránit desítky a stovky drobnějších, širší veřejnosti většinou neznámých druhů rostlin, hmyzu a dalších organismů.

Komplexnost. Dalším klíčovým přínosem přirozené pastvy je její komplexnost, jež je důsledkem různorodých interakcí velkých kopytníků se živými i neživými složkami ekosystémů. Pastva velkých

kopytníků bývá někdy mylně považována za jeden typ managementu, který je potřeba doplňovat dalšími „konvenčními“ (technickými) managementovými opatřeními, jako je narušování travního drnu, kosení apod. Ve skutečnosti celoroční přirozená pastva velkých kopytníků kombinující koně a tury z definice poskytuje celou škálu opatření potřebných pro dlouhodobé fungování nelesních stanovišť včetně biodiverzity, jež hostí. Na rozdíl od zmíněných technických managementových opatření je přirozená pastva managementem přírodě blízkým a uhlíkově neutrálním, navíc vyžaduje minimum lidských intervencí a dodatečných energetických vstupů v podobě fosilních paliv či lidské práce. Činnost velkých kopytníků zahrnuje nejen plošné odstraňování bylinné biomasy včetně stařiny, ale také časoprostorově pestrou škálu žádoucích disturbancí v podobě narušování travního drnu na plochách od několika centimetrů (stopy kopyt) až metrů čtverečních (prachová koupaliště) přes liniové disturbance v podobě vyšlapaných stezek až po plochy o rozloze jednotek až stovek arů v okolí napajedel a na jiných místech, kde se výše uvedené typy disturbancí setkávají. Činnost velkých kopytníků rovněž dlouhodobě udržuje ekologicky funkční periodické tůně, tedy biotop, který byl donedávna mylně považován za zcela závislý na činnosti těžké techniky. Velcí kopytníci rovněž dlouhodobým okusem (Obr. 3) nebo ulamováním větví dřevin vytvářejí zdroje mrtvého dřeva. V podstatě jedinými typy opatření, kterým je reálně třeba management pastvy velkých kopytníků doplňovat, je snižování pokryvnosti křovin (viz kap. 13.1.) a zásahy proti některým invazním druhům (viz kap. 13.3.). Přirozená pastva velkých býložravců by se tak dala charakterizovat jako celostní, holistický přístup v ochraně přírody, který je v mnoha oblastech ekvivalentem holistických postupů, jež se začínají uplatňovat v posledních letech v zemědělství (Savory a Butterfield 2016). Zároveň působí jako postup regenerativní, obnovující přírodní procesy.

Z hlediska ekonomické udržitelnosti by se do budoucna mohla přirozená pastva stát také zdrojem biopotravin, např. u exemplářů nevhodných pro další chov, nicméně k tomu je třeba ještě vytvořit vhodné legislativní podmínky.

2.7. Přirozená pastva vs. aktivní management v kontextu klimatické změny

V posledních dvou dekádách je prakticky ve všech oborech lidské činnosti patrný zvyšující se příklon k zavádění klimaticky (uhlíkově) neutrálních technologií, které mají nahradit dosavadní postupy závislé na fosilních palivech. Jde o trend žádoucí, stimulující zavádění inovativních postupů. Ochrana přírody by v tomto měla jít jednoznačně příkladem. Je tomu ale skutečně tak?

Postupy aktivního managementu založené na lehké ruční či těžké mechanizaci fungující na spalování fosilních paliv samozřejmě z definice uhlíkově neutrální nejsou. Jedná se však o těžko odstranitelný technický aspekt, jelikož návrat k ručnímu kosení je nereálný a nezbývá než se s ním smířit. Samostatnou kapitolou je v posledních letech propagovaný a v některých lokalitách (Brdy, Milovice, Pánov, Dobřany) i realizovaný disturbanční management pojezdem těžké vojenské techniky a offroadových vozidel. Jakkoliv může „pojezdový management“ za určitých okolností přinášet dobré výsledky, jde zcela proti současným trendům klimatické zodpovědnosti. Důvodem je samozřejmě spalování enormních objemů fosilních paliv, k němuž při pojezdech těžké techniky nevyhnutelně dochází. Pro představu, reálná spotřeba běžného tanku při managementových pojezdech se pohybuje kolem 300 l nafty za každou hodinu provozu. Rovněž offroadové automobily nepatří k úsporným, při provozu v terénu se v závislosti na dispozicích (členitost, bahno atp.) pohybuje reálná spotřeba mezi 40 a 60 l/100 km (údaje o spotřebě jsou uvedeny na základě osobní konzultace s provozovateli vojenské a offroadové techniky). V souvislosti se snahami o zmírňování klimatické

změny se pojezdový management z hlediska nákladů i z hlediska filozofie ochrany přírody jako takové jeví jako kontraproduktivní a vlastně nežádoucí (další negativní aspekty pojezdů viz kap. 2.9.).

Naopak přirozená pastva je sama o sobě klimaticky neutrální. Již dlouho je známo, že travnaté a savanové ekosystémy (grasslands v širším smyslu) představují jedny z nejvýznamnějších dlouhodobých úložišť uhlíku. Napříč ztrátám jejich rozlohy v nedávné historii dnes pastevní ekosystémy zadržují podstatnou část (10–30 %) globálního v půdě vázaného uhlíku (Eswaran et al. 1993). To je téměř o 50 % více než množství uhlíku vázané ve všech lesních ekosystémech světa dohromady (Conant et al. 2017). Pastevní ekosystémy tak prokazatelně při správném nastavení významně přispívají k sekvestraci uhlíku. Správné nastavení je zde důležité, protože nadměrná pastva (overgrazing) vede k uvolňování uhlíku do atmosféry. Odhaduje se, že kolem 20 % pastevních ekosystémů již bylo přeměněno na ornou půdu, což dosud vedlo ke ztrátě až 60 % uhlíku vázaného v jejich půdách (Guo and Gifford 2002, Paustian et al. 1997). Uvedená disproporce je dána např. tím, že zorněny byly primárně vysoce produktivní stepi a prérie, jejichž půdy váží relativně více uhlíku než například semiaridní travnaté ekosystémy, kterých bylo na ornou půdu převedeno relativně méně.

V nedávné době se dostalo mediální pozornosti produkci skleníkových plynů dobytkem jako důsledku činnosti jejich trávicí soustavy. V průběhu fermentace potravy v bachoru přežvýkavých, resp. střevech monogastrických býložravců, k emisím skleníkových plynů, a tedy i uvolňování uhlíku do prostředí nutně dochází (oxid uhličitý, metan). Je však důležité upozornit, že jde o uhlík pocházející z rostlinné biomasy, který by i bez přispění býložravců v planetárním systému cirkuloval v důsledku jejího nevyhnutelného rozkladu. Uhlík produkovaný velkými herbivory tak odpovídá přírodnímu pozadí v předindustriální pastevní krajině a je řádově menší než u průmyslových velkochovů skotu. Uhlík z biomasy uvolňovaný býložravci tedy není z hlediska klimatické změny problém. Miliony let je v oběhu a planetární klimatický systém je na jeho přítomnost kalibrován. Z hlediska klimatické změny tedy není problémem činnost býložravců, ale spalování enormních kvant fosilních paliv. Právě to je zdrojem nadbytečného uhlíku, který byl dosud vázán v hlubokých geologických vrstvách, a právě jeho uvolňování do atmosféry planetární klimatický systém zatěžuje. Řešením klimatické změny prokazatelně v žádném případě není omezení počtu býložravců, ale útlum spalování fosilních paliv. Jak bylo zmíněno výše, pastevní ekosystémy udržované činností býložravců jsou naopak významným dlouhodobým úložištěm uhlíku a jejich zachování a obnova, např. převodem orné půdy na pastviny, by měly být jedním z prioritních opatření proti klimatické změně.

Adekvátně k uhlíku je součástí dlouhodobě vyváženého prostředí také metan produkovaný trávicím traktem velkých býložravců. Během milionů let jejich přítomnosti na zemi se metan produkovaný velkými býložravci nikdy nestal příčinou destabilizace klimatické rovnováhy. Metan, který vytváří mnohem větší skleníkový efekt než CO_2, v případě přirozené pastvy velkých býložravců odpovídá přírodnímu pozadí v předindustriální pastevní krajině.

Často je jako vhodný způsob boje se změnou klimatu zmiňováno zalesňování, přičemž publikovaná doporučení v řadě případů počítají se zalesňováním různých typů nelesních ekosystémů. Jakožto úložiště uhlíku se pastevní ekosystémy od lesů liší v řadě důležitých aspektů (Lugato et al. 2014, Pan et al. 2011). Zatímco v pastevních ekosystémech je až 90 % uhlíku deponováno v půdě (Schuman et al. 2001), v lesích je ho podstatná část či dokonce jeho většina uložena v biomase, zejména v tělech stromů. Zatímco půda je stabilním dlouhodobým úložištěm uhlíku, lesy jsou jako jeho úložiště poměrně nestabilní. V tom spočívá hlavní slabá stránka zalesňování (spolu s výsadbou geograficky

nebo regionálně nepůvodních druhů). Lesní porosty mají tendenci uhlík vázat na kratší dobu než půda, a hlavně mají také tendenci uhlík ve velkém množství periodicky a skokově uvolňovat. Děje se tak jak vlivem přirozeného vývoje lesa, tak vlivem disturbančních událostí, jako jsou požáry nebo v českém kontextu gradace kůrovce. Řada dřevin se navíc v souvislosti s klimatickou změnou a šířením patogenů potýká s ekologickými problémy, v jejichž důsledku dochází na celém světě k chřadnutí lesních porostů a jejich destabilizaci. Ukládání uhlíku v lesích proto není v dnešním měnícím se světě dlouhodobě perspektivní a nelze na něj spoléhat. Jako zcela nežádoucí pak lze označit návrhy na zalesňování různých typů nelesních ekosystémů. Podobné iniciativy jsou zhusta založeny na mylném předpokladu, že nízká pokryvnost stromů v oblastech klimaticky vhodných pro existenci lesa automaticky indikuje degradaci prostředí vlivem odlesnění. Bizarním výsledkem těchto chybných presumpcí je to, že mnohé savanové a stepní regiony charakterizované přirozeně nelesní vegetací jsou podobnými iniciativami identifikovány jako perspektivní oblasti pro masivní zalesňování ve jménu boje s klimatickou změnou – viz např. online mapová aplikace https://www.wri.org/applications/maps/flr-atlas/#. Asi netřeba komentovat obrovské ztráty biodiverzity a ekosystémových služeb, které by zalesňování přirozeně nelesních oblastí znamenalo. Ačkoliv se zalesňovací iniciativy setkávají s oprávněnou kritikou, vědecké obce a provedené analýzy schopnosti ekosystémů sekvestrovat uhlík ukazují, že zalesňování nemůže mít na snižování atmosférického uhlíku zásadní vliv (např. Baldocchi a Penuelas 2019, Bond et al. 2019), stále se s nimi bohužel pracuje.

2.8. Nevýhody pastvy domácích zvířat v ochraně přírody

Pastva může mít mnoho podob. Jestli se na něčem shodnou současné studie, pak na tom, že pokud jde o diverzitu společenstev rostlin a členovců, tak nelesním biotopům v zásadě škodí dvě věci: absence pastvy a její nadměrná intenzita (např. Klink et al. 2014 a odkazy tamtéž).

2.8.1. Rizika spojená s běžnou pastvou domácích zvířat

Důvod, proč nelesním společenstvům neprospívá pastva např. masného skotu, která se do naší krajiny vrátila po pádu komunismu, je zjevný – je příliš intenzivní v čase i prostoru a na pastvinách vzniká jen jeden typ velmi homogenního a nestrukturovaného prostředí. Jako ideální lze proto označit pastvu extenzivní, kdy se relativně málo zvířat pase na relativně velké ploše. Neexistuje jeden univerzální přepočet počtu zvířat na plochu. Obecně ale platí, že má-li mít pastva pozitivní dopad na biodiverzitu, měl by se počet velkých dobytčích jednotek (VDJ) na hektar pohybovat v rozmezí 0,2–1,0 VDJ/ha, na málo úživných stanovištích i méně. Ukazují to zkušenosti jak zahraniční (např. Bunzel-Drüke et al. 2008), tak tuzemské (Milovice, NP Podyjí a další pastevní rezervace v Česku, MJ vlastní data). Je potřeba začít s menším počtem zvířat a postupně jej přizpůsobovat lokalitě. V případě extenzivní pastvy jsou změny vegetace tak pozvolné, že nehrozí poškození lokality. Problém extenzivní pastvy je ovšem v tom, že je pro běžnou zemědělskou výrobu mnohdy nerentabilní, proto se v kompetitivním prostředí evropského zemědělství téměř neprovádí. Typickým doprovodným jevem pastvy hospodářských zvířat je vznik nedopasků, což je jeden z nevyhnutelných důsledků přítomnosti pouze jednoho druhu zvířete na pastvině, a zároveň lokální nadbytek dusíku v důsledku dlouhodobé přítomnosti trusu kontaminovaného toxickými rezidui z antiparazitik. Druhým důvodem vzniku nedopasků na produkčních pastvinách je dlouhodobé setrvávání trusu na povrchu země. Nejčastějším důvodem tohoto jevu je absence funkčních koprofilních společenstev, zejména koprofágních brouků. Ti za normální situace v pastevních ekosystémech zajišťují rychlou likvidaci trusu jeho transportem několik decimetrů pod povrch, kde se na něm vyvíjí larvální stadia. Je-li na lokalitě přítomno funkční koprofilní společenstvo, mizí jednotlivé hromádky v horizontu dní až

jednotek týdnů. Jedním z hlavních důvodů, proč tento miliony let starý mechanismus na pastvinách domácích zvířat často nefunguje, je plošná aplikace antiparazitik – detailně viz kap. 8.6. Občas je praktikována smíšená pastva ovcí a koz, ale výsledek pastvy těchto nepůvodních druhů je výrazně odlišný od pastvy autochtonních taxonů koní a velkých turů. Pastva dobytka po sobě nezřídka zanechává stopu i v podobě odpadu. Typické jsou zbytky pletiva, klubka vodičů a jiné komponenty z elektrických ohradníků.

2.8.2. Nedostatky běžně chovaných plemen

Má-li být pastevní management racionální, a tedy levný a dlouhodobě udržitelný, měla by být zvířata bezúdržbová a zvládat celoroční pobyt venku v polodivokých podmínkách. To znamená v podstatě bez lidské péče, zejména bez přikrmování, péče o kopyta a bez asistence při reprodukci. Právě tyto požadavky není drtivá většina konvenčních plemen koní a skotu po tisíciletích lidské péče schopna splnit. I nejhouževnatější plemena, jako jsou muráňský norik či hucul, jsou ve skutečnosti chována venku bez ustájení jen během vegetační sezony, na zimu jsou však stažena do hřebčínů. Totéž platí kromě několika (zejména) balkánských a iberských plemen i o skotu. Občasné proklamace, že stejnou službu jako primitivní plemena a přírodní druhy v konceptu přirozené pastvy zastanou běžná plemena, jsou proto nepravda – péči o kopyta a reprodukční asistenci vyžaduje drtivá většina z nich. Zohlednit je nutné i specifické veterinární problémy, například laminitida koní aj. (viz kap. 6.5.3.). Požadovat u prošlechtěných plemen adaptovaných na vlídné podmínky lidské péče celoroční život v přírodě navíc koliduje se zákonem na ochranu zvířat proti týrání (viz kap. 6.2.1.). Dalším problémem je medikace a odčervování, bez něhož se dlouhodobě většina konvenčních plemen, zejména malých přežvýkavců (ovce, kozy) a koní, neobejde. Antiparazitika jsou vesměs vysoce toxické látky, které se do prostředí uvolňují mnoho týdnů až měsíců. Zejména to platí pro běžná plemena koní a nejvíce pro malé přežvýkavce (ovce a kozy), jejichž chov je bez pravidelného odčervování ve většině případů nemyslitelný (blíže viz kap. 2.3.). Ovce a kozy jsou navíc (kromě kozorožců a kamzíků) v Evropě zcela nepůvodní taxony. U ovcí je významná i výrazná selektivita – ovce primárně spásají dvouděložné byliny a zároveň nejsou schopny konzumovat vyzrálou travní biomasu a stařinu. Proto tam, kde je záměrem podpořit například květnatost luk, je využití ovcí problematické. Ovce jsou k pastevnímu managementu vhodné v režimu toulavé pastvy, která je ovšem vzhledem k provozním nákladům a majetkovým poměrům v současné krajině v podstatě neproveditelná. V praxi vyžaduje pastva ovcí a koz řadu technických intervencí. Mezi nejpodstatnější patří potřeba odstranění stařiny a hrubé travní biomasy před zahájením pastvy a další provozně a logisticky náročné aspekty jejich chovu (převozy, instalace ohradníků, dovoz vody apod.). V neposlední řadě krátkodobá oplůtková pastva, která je nejčastěji uplatňovaným typem pastevního managementu pomocí ovcí, koz a jiných hospodářských zvířat, reálně znemožňuje financování ze zemědělských dotací a činí jej závislým na platbách z omezených fondů na ochranu přírody. U oplůtkové pastvy navíc často dochází k tak intenzivnímu tlaku na místa s výskytem cílových druhů, že to vede ke snížení jejich početnosti nebo jejich lokálnímu vymizení (viz kap. 13.4.).

Při zakládání polodivokých stád a populací velkých spásačů by neměla vznikat syntetická společenstva složená z prošlechtěných plemen, která jsou fenotypově a ekologicky značně odlišná od divokých předků. Je na místě pracovat s evolučně osvědčeným fenotypem, který se blíží divokému předku, nikoliv fenotypem, který je produktem lidské činnosti. Jedním z hlavních kritérií volby druhu/plemene by proto měla být jeho maximální kvalitativní autenticita (Siipi 2014). Z velkých spásačů se ve zcela autentické podobě zachoval pouze zubr, u koňovitých a pratura musíme výběr omezit na plemena věrně připomínající divoké předky a zároveň biogeograficky relevantní. Například (sub)mediterránní

plemena nejsou vhodná z důvodu dlouhodobé adaptace na zcela odlišnou vegetaci a klima. Pokud výběr uvedeným způsobem zúžíme, zbývá nemnoho plemen, jejichž posuzování z hlediska (ne)vhodnosti byla v předložené metodice věnována patřičná pozornost (viz kap. 4.2.).

Pastevní management je prováděn primárně za účelem péče o lokality, nikoliv nezbytně za účelem chovu zvířat samotných – ta jsou vlastně „jen" nástrojem. Cílem konceptu přirozené pastvy tedy není testovat různá regionálně preferovaná plemena z hlediska jejich schopnosti obstát v polodivokých podmínkách. Naopak je potřeba od začátku pracovat se zvířaty, u nichž je vhodnost předem zaručena. Právě výběr druhů a plemen vhodných pro účely přirozené pastvy je proto jedním z cílů předložené metodiky. Z výše uvedeného samozřejmě nevyplývá, že by přirozená pastva zároveň neměla mít přidané hodnoty. Naopak, přidané hodnoty, jako je ochrana vzácných druhů/plemen nebo turistické využití, jsou žádoucí, a proto se o nich předložená metodika zmiňuje také.

2.8.3. Nevhodnost kombinace divokých a hospodářských zvířat

V rámci zavádění pastvy velkých býložravců docházelo v Česku v minulých letech k různým nepochopením tohoto managementového přístupu ze strany lokálních orgánů ochrany přírody. Právě do regionů totiž bohužel pronikají nejnovější vědecké a ochranářské poznatky se zpožděním mnoha let, někdy i mnoha desítek let. Mezi ty nejvýraznější omyly patří snaha rozdělit velké plochy krajiny na několik menších a jejich management pak zajišťovat odlišným způsobem – například kombinací pastvy velkých býložravců, kosením a pastvou hospodářských zvířat. Zatímco lokální orgány ochrany přírody si od této zdánlivé pestrosti managementu slibují větší biologickou rozmanitost, výsledek je bohužel přesně opačný. Pastva velkých býložravců v sobě zahrnuje řadu různých disturbančních prvků (kromě samotné pastvy a okusu dřevin také dočasná prachová koupaliště, strhávání drnu na prudších svazích, sítě stezek apod.) a pomáhá tak vzniku maximální přirozené heterogenity prostředí bez vedlejších negativních efektů. Aplikace dalších typů managementu vnáší do krajiny z principu jen nedokonalou náhražku přírodních procesů, včetně dostatečně známých průvodních jevů, jako je homogenizace porostů v důsledku kosení nebo pastvy drobných přežvýkavců, ničení lučních mravenišť, kontaminace krajiny toxickými rezidui antiparazitik apod. Jinými slovy „pestrost managementu" vede k výrazně horší obnově biologické rozmanitosti. Platí to zejména na plochách, kde se uplatňuje kosení a pastva hospodářských zvířat. Pokud je kvůli vymezení ploch pro kosení a hospodářská zvířata výrazně omezen také rozsah pastvin pro divoké kopytníky, dojde k omezení možností obnovy přírodních procesů. Ty pro mnohé skupiny organismů začínají na plochách 100 až 130 hektarů (koprofágní brouci, některé druhy dvouděložných rostlin). Navíc blízkost pastvy hospodářských zvířat může zlikvidovat diverzitu i na sousedních pastvinách divokých kopytníků. Antiparazitika užívaná na hospodářských pastvinách totiž podle některých výzkumů dokážou nalákat koprofágní brouky na značnou vzdálenost, a pastviny hospodářských zvířat tak mohou představovat ekologickou past, která může výrazně negativně ovlivnit populace zejména vzácnějších druhů s přirozeně nízkými abundancemi. Tím může vliv antiparazitik poškozovat populace koprofágů i na pastvinách blízkých divokým kopytníkům. Přítomnost hospodářských zvířat může zkomplikovat pastvu velkých býložravců také dalším způsobem – přítomnost říjných samic hospodářských zvířat může vést k únikům samců (polo)divokých kopytníků z pastvin, opakované odchyty a převozy mohou z levného způsobu péče o krajinu snadno učinit způsob velmi nákladný. Tam, kde jsou zavedené, nebo se uvažuje o vzniku pastvin velkých býložravců, by instituce ochrany přírody neměly ze své pozice pastvu hospodářských zvířat podporovat, zejména tam, kde je to relevantní i z pozice vlastníka pozemků. Jde o součást procesu přibližování české ochrany přírody ochranářsky vyspělým zemím. Zatímco v nich je znát důraz na uplatňování nejlepšího dostupného managementu, v českých



Obr. 5. Pastva domácího dobytka je i v případě splnění agronomicky definovaných kritérií extenzivní pastvy 0,5–1,0 VDJ/ha z ekologického hlediska pastvou intenzivní. Jedinou výjimkou mohou být hypertrofní stanoviště aluviálních, dříve hnojených luk apod. V případě lokalit, na nichž došlo vlivem absence managementu k akumulaci travní biomasy, dochází při zavedení intenzivní pastvy dobytka k jejímu sešlapu dříve, než ji může dobytek spást. Dochází tak k mulčování, přičemž souběžné prohnojení výkaly vede k eutrofizaci. Dobytek se nejdříve zaměřuje na chutné nektarodárné byliny, až po jejich spasení začne spásat hrubé traviny, jejichž redukce se od něj očekává. Výsledkem je snížení druhové bohatosti pastviny a nežádoucí homogenizace vegetace, květnatost je prakticky nulová i na vrcholu vegetační sezony, kdy sousední plochy udržované přirozenou pastvou v tomtéž období intenzivně kvetou (viz Obr. 33). Všechny tyto fenomény jsou v přímém rozporu s cíli pastevního managementu, resp. ochrany přírody. Na vyobrazené lokalitě se r. 2016 páslo nejméně 85 kusů většinou dospělého skotu na 117 ha, což je zhruba dvojnásobek stavu vhodného pro dané stanoviště. Evropsky významná lokalita Milovice-Mladá (pozdější NPP Mladá), Traviny-východ, 24. 7. 2015 a 11. 7. 2016. © Miloslav Jirků



Obr. 6. Pastva malých přežvýkavců běžně využívaných v pastevním managementu může mít na lokality značně negativní vliv, není-li dobře nastavena a doplněna potřebnými technickými zásahy. Ovce je sice podobně jako velcí kopytníci spásač, na rozdíl od nich se však zaměřuje nikoliv na trávy, ale na dvouděložné rostliny. Trávy ovce spásají pouze v rané fázi jejich růstu, kdy jsou nutričně hodnotné a dobře stravitelné, vyzrálou travní biomasu však nejsou schopny efektivně strávit, proto se na dvouděložné zaměřují podstatnou část vegetační sezony. To má výrazně negativní vliv na strukturu vegetace. Zejména na suchých lokalitách dochází k expanzi konkurenčně zdatných trav a vlivem selektivního spásání dvouděložných k markantnímu poklesu květnatosti a ústupu jejich vzácnějších taxonů (na vyobrazené lokalitě např. ovce prakticky vyhubily hořec křížatý). Ovce zároveň nepřijímají problematické ruderální dvouděložné, jako jsou kopřivy a širokolisté šťovíky, které spolu s jetelem plazivým expandují zejména na místech akumulace ovčího trusu (stávaniště, nocoviště). Tyto negativní děje vedou ke vzniku druhově ochuzených homogenních biotopů, které jsou navíc invadovány expanzivními hrubými trávami či ruderály. K uvedenému dochází i v případě, že jde o pastvu agronomicky *de jure* extenzivní. Po pastvě domácích zvířat na lokalitě často zůstanou zbytky chovatelských zařízení (pletivo, ohrádky aj.). Příkladem výše uvedených fenoménů je vyobrazená lokalita u Milovic spásaná v r. 2016 cca 250 ovcemi na ploše 55 ha. Evropsky významná lokalita Milovice-Mladá (pozdější NPP Mladá), Pozorovatelna-západ, 7. 8. 2016. © Miloslav Jirků

poměrech se za „pestrostí managementů“ často skrývá snaha o uspokojování zájmových skupin v rámci lokality.

V neposlední řadě je rozdělování lokalit na více dílčích ploch motivované „pestrostí managementu“ nutně zdrojem fragmentace krajiny. Znamená totiž až násobné navýšení délky ohradníků a jiné infrastruktury, ale také zvýšený pohyb personálu v lokalitách, které by mohly být prosty jak nadbytečných překážek, tak rušení lidmi.

2. 9. Nedostatky pojezdů vojenské a offroadové techniky

Kolem roku 2010 se dostalo velké pozornosti alternativním metodám ochranářského managementu v podobě pojezdů těžké vojenské techniky a offroadových vozidel. Dělo se tak v kontextu poznatků disturbanční ekologie na straně jedné a chronického problému se zajišťováním ochranářského managementu nelesních stanovišť na straně druhé. Zdálo se, že zavedením pojezdů lze řešit hned dva problémy: i) samotný management lokalit a ii) zlepšení vnímání ochrany přírody ze strany části veřejnosti. S pojezdy techniky je však spojena řada fenoménů, které jsou z hlediska ochrany přírody nežádoucí. První a jeden z nejvýznamnějších negativních důsledků pojezdů je rušení. Nejde přitom zdaleka „jen“ o hluk a prašnost spojené s provozem strojů. Offroadové areály jsou také častým dějištěm hromadných srazů, které jsou zpravidla vícedenní a účastní se jich desítky i stovky účastníků. Doprovodnými jevy hromadného kempování je nejen rušení (hluk, prašnost a zvýšený pohyb lidí), ale také vznik nejrůznějších staveb, které do přírody nepatří (přístřešky, latríny atp.), odpadky a fekálie. Velmi negativním trendem je rovněž noční ježdění, například v NPP Mladá u Milovic offroadové pojezdy běžně pokračují do půlnoci i déle. Rozježděný, někdy i rozbahněný terén, který je důsledkem pojezdového managementu, reálně znesnadňuje průchodnost krajiny a značně snižuje její estetickou hodnotu a turistický potenciál. V NPP Mladá byla například Klubem českých turistů na základě četných stížností veřejnosti kvůli pojezdům přesměrována turistická značka, která původně vedla přes vrcholovou část lokality Pod Benáteckým vrchem. Předmětem stížností byla špatná průchodnost rozježděných ploch, obavy o bezpečnost, prašnost a hluk znepříjemňující pobyt v přírodě a chování některých (zdůrazněme některých) motoristů užívajících offroadové dráhy zahrnující záměrné najíždění a víření prachu v těsné blízkosti procházejících návštěvníků rezervace apod. Nyní vede turistická značka podél pastvin velkých kopytníků, problém hluku a prachu z pojezdů na bezprostředně sousedících plochách však přetrvává. Pravdou je, že veřejnost pojezdový management nechápe jako adekvátní způsob péče o přírodu a nefandí mu. Pojezdy návštěvníkům přírody pobyt jednoznačně znepříjemňují. Tato skutečnost je často pracovníky státní ochrany přírody podceňována, jelikož s ní běžně nepřicházejí do styku ani na intenzivně pojížděných lokalitách. Důvod je prostý, kontroly lokalit totiž provádějí v pracovní době, kdy jsou lokality liduprázdné, zatímco pojezdy a přítomnost návštěvníků se koncentrují, a bohužel i časově střetávají, v době volného času mimo běžnou pracovní dobu a o víkendech.

Problémem vojenské techniky je také skutečnost, že jde o staré stroje, které postupně dosluhují, a zhoršuje se dostupnost náhradních dílů. Tím se potupně zdražuje jejich servis a provoz.

Zároveň je vhodné zdůraznit, že pojezdy vytvářejí zcela nepřirozenou biotopovou mozaiku, která nemá historickou, resp. paleoekologickou analogii. Jedná se o zcela umělý typ stanoviště trvale závislý na intenzivních disturbancích, který navíc výrazně snižuje krajinářskou a estetickou hodnotu lokality (Obr. 6). Na pojezdových plochách často dochází také ke zbytečnému poškozování a likvidaci biotopově významných dřevin, ať již záměrně či nezáměrně. Provozovatelé offroadu tak často činí

v souladu se sdělením zástupců ochranářské komunity, že jedním z „pozitivních“ dopadů pojezdů na lokalitu může být redukce náletových dřevin, které je kvitováno s povděkem. Problém je, že provozovatelé offroadů přistupují k likvidaci dřevin neselektivně na úrovni taxonomické, zato však výrazně selektivně na úrovni technické. Likvidují pak vizuálně výrazné nektarodárné a plodonosné taxony, které je žádoucí zachovat (např. hrušně), a naopak se vyhýbají těžko průjezdným porostům managementově velmi problematickým porostům růží a hlohů. Svým výrazným habitem i vzrůstem výrazné a pohříchu ekologicky navýsost významné pomalu rostoucí a dlouhověké dřeviny, jako hrušeň polnička (*Pyrus pyraster*), jsou pak často prvními oběťmi likvidace „nežádoucích“ náletů, zatímco méně výrazné, avšak z hlediska managementu i z hlediska průjezdnosti pro techniku problematické taxony, jako jsou růže a hlohy, zůstávají ušetřeny. Pojezdy tak neřeší problém expanze křovin, která probíhá na všech plochách bez ohledu na management (viz Jirků et al. 2020a,b). Kromě toho dochází k pojezdům z větší části ve stejných trasách, což brání uplatnění jedné z největších předpokládaných předností pojezdového managementu – sukcese na rozježděných a poté opuštěných plochách.

V neposlední řadě jsou plošné a liniové offroadem intenzivně disturbované plochy vstupní branou invazním druhům rostlin. Například v NPP Mladá (Milovice) jsou v důsledku pojezdů invadovány stále nové plochy lupinou mnoholistou (*Lupinus polyphyllus*). Lupina se zde vyskytovala velmi lokálně, podobně jako je tomu jinde v rámci NPP dodnes, v posledních letech však v pojezdových plochách výrazně expanduje zejména na místech, kde pojezdy v rámci managementu dočasně ustaly (Obr. 6). V lokalitě je tak zaděláno na problém, jehož řešení se v budoucnu neobejde bez velkých investic do eradikace lupiny včetně masivního použití herbicidů. Podobně zde na pojezdových plochách expanduje celík kanadský (*Solidago canadensis*) a heřmánkovec nevonný (*Tripleurospermum inodorum*). Vzniklá společenstva díky těmto invazním druhům sice působí květnatě a atraktivně, z biologického hlediska však jde o těžko řešitelný problém.

Známe tedy řadu objektivních důvodů podporujících tvrzení, že pojezdový management by měl být chápán v lepším případě jako nouzový management v situacích, ve kterých není lepší řešení, nikoliv však jako nástroj dlouhodobé péče o přírodní lokality. Existují samozřejmě výjimky, kdy se s offroadem celoročně pracuje ve prospěch ochrany přírody, a výsledky jsou prokazatelně dobré. Vyžaduje to však celoroční úzkou spolupráci provozovatelů pojezdů s odborníkem, který zajišťuje vhodné střídání pojezdových tras a další potřebná opatření. V zásadě je to možné jen v případě intenzivního osobního nasazení vysoce motivovaného odborníka a spíše na malé ploše o jednotkách hektarů. Vhodný je tento přístup u lokalit, které již dříve účelům offroadového ježdění sloužily, a nejde tedy o nový disturbanční nástroj. Příkladem dobré praxe tohoto typu je např lokalita Pichce u Příbrami (cca 6 ha) koordinovaná Ondřejem Sedláčkem (PřF UK Praha).

Není náhodou, že široké zapojení pojezdů techniky do managementu přírodních lokalit je českým unikátem, který z mnoha dobrých důvodů jiné země ve srovnatelném rozsahu neuplatňují. Jak ukazují zkušenosti z tuzemských i zahraničních pastevních rezervací, činnost velkých kopytníků přímo či nepřímo vytváří časoprostorově dostatečně různorodý disturbanční režim a management přírodních lokalit se bez pojezdů techniky zcela obejde.



Obr. 7. Ačkoliv může krátkodobě na malých plochách vést k dobrým výsledkům, disturbanční management pojezdy vojenské a offroadové techniky je prováděn za cenu vytváření nepřirozených stanovišť bez paleoekologické analogie a enormní spotřeby fosilních paliv. Vlivem pojezdů dochází k intenzivnímu rušení přírody i veřejnosti na potenciálně klidných lokalitách, vnášení odpadu a poklesu krajinářské a estetické hodnoty krajiny. Pojezdové dráhy, zejména ty opuštěné, jsou navíc vstupní branou pro šíření invazních druhů rostlin – viz rozsáhlý porost lupiny mnoholisté na začátku vegetace (před rozkvětem) na dočasně opuštěné jízdní dráze na obrázku dole. Při pojezdech i v rámci přípravy nových tras pomocí bagru často dochází i k ničení ekologicky významných dřevin. NPP Mladá (Milovice), Pod Benáteckým vrchem, 3. 5. 2022. © Miloslav Jirků

2.10. Limity a úskalí přirozené pastvy

Tak jako všechny metody managementu krajiny, ani přirozená pastva velkých kopytníků není univerzálním řešením pro všechny situace a naráží na několik principiálních omezení.

Nejzásadnějším omezením je prostor – velká zvířata mají velké prostorové nároky, což je znásobeno jejich bytostnou potřebou žít ve stádě. Minimální rozloha pozemku, na kterém lze přirozenou pastvu provádět, je kolem **20 ha**, menší lokality budou velkými kopytníky s velkou pravděpodobností lokálně zatěžovány příliš intenzivně, i když bude jejich počet na jednotku plochy nízký. V takových případech je vhodné přistoupit k pastvě rotační. Nejde přitom jen o samotnou pastvu, ale také o frekvenci pohybu zvířat. Lokality pod 10 ha nelze celoročně pomocí velkých kopytníků bez rizika degradace udržovat vůbec. Malá plocha omezuje i zvířata samotná – mají omezenou možnost uchýlit se do klidných míst, nechtějí-li být rušena, samice nemají možnost vzdálit se od stáda v době porodu atd. Totéž platí pro existenci rostlin potravně preferovaných velkými kopytníky. Bez ohledu na počet velkých kopytníků na lokalitě, resp. intenzitu pastvy, se preferované druhy bylin na malých lokalitách nemají šanci udržet. Na základě zkušeností z pastevní rezervace Milovice lze stanovit jako **prahovou hodnotu 100 ha**. Je-li pastvina větší, jsou na ní velkými býložravci preferované taxony bylin schopny prosperovat, na ploše menší velmi omezeně a spíše na místech, kam se velcí kopytníci fyzicky nedostanou (skalní výchozy, deponie mrtvého dřeva apod.). Na plochách menších pastvin tak nemají selektivně preferované druhy rostlin bez ohledu na počet zvířat šanci prosperovat a stát se komponentou společenstev. V Milovicích jsou takovými bylinami např. srpek obecný (*Falcaria vulgaris*), pelyňky (*Artemisia* spp.) a hrachor širolistý (*Lathyrus latifolius*). Velcí tuři je preferují a na pastvině je byli schopni téměř eliminovat do doby, než její rozloha dosáhla 100 ha. Po dosažení této rozlohy, resp. po rozšíření na 106 ha se tyto taxony staly součástí travinobylinných společenstev. Pastevní ekosystémy nejsou lineární, nestačí extenzivní pastva sama o sobě, je potřeba dosáhnout plochy alespoň kolem 100 ha, mají-li prosperovat všechny stanovištně relevantní taxony rostlin.

V podmínkách Česka se přirozená pastva během prvních sedmi let praxe velmi dobře osvědčila na všech třinácti pastvinách v rámci jedenácti pastevních rezervací, kde byla zavedena (přehled pastevních rezervací v Česku viz kap. 16.2.). Pozitivní interakce mezi prostředím, velkými spásači a ostatní biotou mají jeden společný jmenovatel. Aby fungovaly, vyžadují nejen extenzivní, celoroční a v optimálním případě druhově smíšenou, ale také dlouhodobou pastvu. Jde vlastně o opak konvenčních opatření tzv. aktivního managementu. Dopad přirozené pastvy na prostředí je nutně kumulativní a kýžené pozitivní změny se na větších plochách mohou projevit až v horizontu několika let od jejího zavedení (podrobně viz kap. 2.5. a 5.2.). Nelze proto očekávat skokové změny cílových lokalit, jako je tomu u konvenčního aktivního managementu. Navíc výsledkem nejsou úhledně střižené louky, jako ty udržované kosením, nýbrž velmi nepravidelná, různorodá jemnozrnná mozaika odlišných biotopů od ploch bez vegetace přes řídké krátkostébelné trávníky až po husté vysokostébelné trávníky, plošky ruderální vegetace a porosty dřevin. To je samozřejmě ekologicky nanejvýš žádoucí, avšak těžko uchopitelné např. v rámci standardního mapování biotopů. Tyto zdánlivě triviální skutečnosti mohou být v praxi zdrojem nepochopení a rozporů. Dlouhodobý kumulativní dopad přirozené pastvy totiž příliš nezapadá do současné praxe, která předpokládá víceméně technická opatření zakončená předáním předem definovaného díla, např. posečení louky a odklizení biomasy ve stanoveném termínu. Přirozená pastva navíc může generovat společenstva, která nebudou zcela odpovídat žádnému z katalogových biotopů (viz www.nature.cz). Lze předpokládat, že to zpočátku ztíží jejich klasifikaci, podobně jako tomu bylo v nedávné minulosti v případě opuštěných vojenských prostorů, kdy byly biologicky cenné biotopy a jejich význam pro

ochranu přírody často podhodnoceny. Ze strany institucí ochrany přírody také nadále zůstává nedoceněn v podstatě kompletní soubor managementových opatření, která přirozená pastva sama o sobě zahrnuje.

Potřeba kalibrace a intuitivnost managementu přirozenou pastvou. Každá lokalita je specifická, a je proto nemožné předem stanovit univerzální přepočty ve smyslu dobytčích jednotek na jednotku plochy, jako je tomu v zemědělství. Každou lokalitu je potřeba průběžně sledovat a postupně přizpůsobovat počet a v případě malých lokalit někdy i časoprostorovou aktivitu zvířat tak, aby pastva dané lokalitě vyhovovala. Druhou stránkou přirozené pastvy je intuitivnost. Vždy je potřeba specifikovat cíle managementu, resp. taxony a společenstva, které chceme podpořit a tomu přizpůsobit pastvu i spektrum monitorovaných procesů a taxonů. V případě společenstev je však vzhledem k delší časové účinnosti přirozené pastvy na místě zdrženlivost a je potřeba pastvu hodnotit až po několika letech, nikoliv jen rok nebo dva po jejím zavedení. Je třeba podotknout, že i pokud se vývoj lokality vlivem pastvy ubírá trošku jiným směrem, než se očekávalo, je na místě nechat věcem „volný“ průběh a počkat. Zejména struktura vegetace vzniklá přirozenou pastvou bude předvídatelně jiná, než tomu bývá u konvenčních managementových zásahů. Pokud však pastva prospívá předmětům ochrany a nedochází k ochuzení společenstva, není nutné něco zásadně měnit. Jelikož neexistuje žádné závazné vodítko např. pro to, jak posoudit nadměrnou pastvu (overgrazing), bude pastevní management vždy do určité míry intuitivní záležitostí. To ovšem není vůbec na škodu, intuitivním postupem se u nás tradičně hospodařilo a přírodě to prospívalo, protože právě tak byla vytvářena a udržována různorodost krajiny. Zároveň je třeba od začátku počítat s tím, že může dojít k úbytku druhů spojených s výchozím nežádoucím stavem lokality. Platí to pro některé druhy vázané na husté vysokostébelné trávníky. Tuto předvídatelnou změnu by však měl vyvažovat nárůst rozlohy vzácných stanovišť (např. krátkostébelné trávníky) a početnosti cílových vzácných taxonů vázaných na biotopy, které má pastva obnovit. Podobně mohou být zdrojem nepochopení zdánlivé nedopasky, které jsou však esenciální, zcela přirozenou a žádoucí komponentou pastevních ekosystémů a jako takové je potřeba je zachovávat (viz kap. 16.1.2.). V souvislosti s hodnocením přirozené pastvy je rovněž zapotřebí zohledňovat další externí vlivy tak, aby nedocházelo k záměně jejich dopadů s výsledky přirozené pastvy. Typickým příkladem posledních let jsou dlouhodobá extrémní sucha trvající několik let, jejichž počátek či průběh se překrývá se zahájením činnosti několika pastevních rezervací v ČR.

Bezpečnost na pastvinách (viz kap. 6.). Každé velké zvíře je člověku potenciálně nebezpečné, zejména pokud s velkými zvířaty nemá zkušenosti, což platí pro drtivou většinu české populace. Na rozdíl od západní Evropy i většiny východního bloku u nás na několik desítek let vlivem znárodnění všeho, včetně dobytka, odvykla česká veřejnost přítomnosti velkých hospodářských zvířat ve svém blízkém okolí i v krajině. Proto se k velkým zvířatům často neumí chovat s patřičným respektem a ostražitostí, neumí číst jejich reakce a řeč těla. Středoevropským specifikem, citelným zejména v Česku (a např. v Dolním Rakousku), které je toho důsledkem, je krmení cizích zvířat. S tímto problémem se potýká každá zoo i leckterý chovatel domácích zvířat. Krmení pamlsky představuje nezanedbatelné riziko jak pro zvířata, tak pro návštěvníky. I původně divoká zvířata vlivem krmení rychle ztrácejí plachost a respekt z člověka. Je pak otázkou času, kdy dojde k nebezpečným situacím. I malý pony dokáže člověka jediným kopnutím zabít či jedním kousnutím zmrzačit. Ve skutečnosti jsou velká zvířata plachá, obvykle se člověku vyhýbají nebo si od něj udržují patřičnou vzdálenost (zubr). Jsou-li na přítomnost lidí zvyklá, tolerují je i v těsné blízkosti. Hlavní a nezbytnou podmínkou bezpečné

přirozené pastvy je proto naprostá absence krmení a jiného fyzického kontaktu, aby nedocházelo ke ztrátě přirozené plachosti zvířat a následně k nebezpečným situacím.

Nejen z managementových, ale také z bezpečnostních důvodů je proto nutné omezení přikrmování a fyzického kontaktu se zvířaty na nezbytné případy (odchyty/transporty, povětrnostní extrémy, např. dlouhodobě vysoká sněhová pokrývka apod.). Z hlediska bezpečnosti je třeba pamatovat také na to, že zvířata mají nejen obecné rysy, ale také individuální povahy a momentální nálady. Tato skutečnost je důležitá především pro obsluhující personál, případně vědce pravidelně navštěvující lokality, kteří by neměli ani po řadě bezproblémových návštěv ztratit základní bezpečnostní návyky ze zřetele. Vstup veřejnosti do pastevních rezervací lze doporučit v doprovodu kompetentního průvodce, který dokáže případná rizika předvídat a podrobně zná lokalitu včetně např. nepřehledných míst, kde lze zvířata překvapit. V pastevních rezervacích u nás i jinde, kde se velcí kopytníci vyskytují, např. v Americe či Africe, však existují vždy a všude platná pravidla chování v krajině obývané megafaunou. Prvním je být viděn a vidět, neschovávat se a nechodit do nepřehledných míst. Pokud jde o velikost skupin, velké kopytníky vždy děsí velké skupiny lidí. Dostatečná vzdálenost od velkých kopytníků je kolem 100 metrů, kterou lze kdykoliv zkontrolovat „pravidlem vztyčeného palce“. Pokud si totiž nejsme jisti odhadem této vzdálenosti, lze ji hodnověrně ověřit napřáhnutím ruky k nejbližšímu bokem stojícímu zvířeti. Pokud jej vzhůru vztyčený palec celé zakrývá, jsme více než 100 metrů vzdáleni, pokud nikoliv, měli bychom se vzdálit.

Kvalifikovaná péče. Rezervace udržované velkými kopytníky vyžadují každodenní dohled, byť třeba jen 15 minut denně. Při hledání vhodného pracovníka nejde jen o náročnost časovou, ale také o určité vlohy, empatii a intuici, v neposlední řadě spolehlivost a obětavost – pro zvířata neexistuje noc ani víkend. Ač to nemusí být na první pohled patrné, náročné jsou i kvalifikační požadavky. Pro zajištění profesionálního managementu pastevních rezervací je potřeba poměrně všestranných lidí. Musejí mít poměrně rozsáhlé znalosti biologie velkých kopytníků, i živočichů a rostlin obecně, ale také obecné ekologie, aby operativně, mnohdy v časové tísni, byli schopni posuzovat kondici zvířat a rozpoznali např. zdravotní problém, nesoulad ve stádě nebo případné náznaky negativního dopadu pastvy. Musí být navíc zdatní fyzicky, protože přirozená pastva probíhá na velkých prostorech, často mimo dojezd automobilu a rutinní servis infrastruktury předpokládá každodenní manipulaci s těžkými předměty. Musí být schopni zacházet se širokým spektrem nástrojů a být manuálně poměrně zruční, totéž platí o (pří)strojovém vybavení – od PC, fotoaparátu a GPS až po řetězovou pilu, křovinořez a terénní automobil. Výhodou je jazykové vybavení dobrou angličtinou, aby byli schopni samostatně hledat řešení problémů v zahraničních informačních zdrojích a literatuře; nepostradatelné jsou i určité manažerské schopnosti – často je potřeba organizovat zároveň více řemeslníků několika různých profesí, dobrovolníků, myslivců připravujících na území rezervace společnou naháňku, k tomu skupinu výzkumníků a přitom zvládat každodenní rutinu; extrémně důležitá je schopnost komunikace a vycházení s lidmi, práce s veřejností, úřady atd. Vhodný manažer pastevních rezervací se proto nikdy nebude hledat snadno a někdy všechny potřebné kompetence nezastane jedna osoba, případně je třeba intervencí ze strany provozovatele rezervace.

Jsou-li v lokalitách udržovaných přirozenou pastvou lesní porosty, mohou v nich velcí kopytníci způsobovat škody. V takovém případě je potřeba ve spolupráci s rozumným lesním hospodářem přepracovat hospodářský plán daných porostů. Překážkou v implementaci přirozené pastvy může být také odpor myslivců – proto je potřeba s lesníky i myslivci předem komunikovat. Běžný provoz pastevních rezervací přitom a priori výkon práva myslivosti nevylučuje. Naopak jednoznačnou

výhodou ve vztahu k myslivosti je vznik vhodných biotopů a klidových zón pro druhy (nejen) drobné zvěře (např. koroptve, křepelky, zajíce), které z naší krajiny mizí nejen vlivem intenzivního zemědělství, ale i kvůli bezprecedentnímu nárůstu mobility lidí v posledních letech kvůli elektrokolům, mobilní navigaci atd. (Pozn.: Intenzita a charakter rušení přítomností člověka je dnes v mnoha ohledech odlišná od preindustriálního stavu, kdy byl člověk v krajině sice všudypřítomný, avšak choval se zcela odlišně. Příkladem dopadu intenzivního rušení je např. úhyn desítek srn uštvaných návštěvníky nebo roztrhanými volně pobíhajícími psy v Krkonošském národním parku v roce 2021.)

Další potenciální problémy mohou nastat v případě úniku velkých kopytníků – těm lze předejít zejména volbou vhodného oplocení pro daný druh zvířete v dané situaci (viz Příloha 1), omezení rušivých vlivů a zajištění pohody zvířat. Při dodržování pravidel zdravého rozumu a základní informovanosti pracovníků/návštěvníků však přítomnost velkých kopytníků nepředstavuje větší bezpečnostní problém než venčení psů (k bezpečnosti provozu pastvin viz kap. 6.).

Z uvedených omezení vyplývá, že přirozená pastva nemůže plošně nahradit konvenční aktivní management, který zůstane vhodným řešením především v lokalitách nedostatečné rozlohy, nebo jinak přirozenou pastvou neřešitelných. Podobně např. seč zůstává vhodným způsobem ochranářského managementu tam, kde byla používána v době předintenzivního zemědělství a vedla ke vzniku druhově bohatých společenstev, např. v Bílých Karpatech. To samozřejmě neznamená, že i tam nelze na vybraných lokalitách experimentovat s pastvou.

2.11. Herbivorní strategie

Herbivoři z řad kopytníků (Ungulata) se dle způsobu příjmu potravy dělí na tři základní typy:

i) okusovači (browsers)
ii) kombinovaní či oportunní býložravci (mixed-feeders)
iii) spásači (grazers)

Mezi kategoriemi existují přechody – řada druhů není úplně vyhraněných či v závislosti na ročním období mezi jednotlivými strategiemi přepíná, ale většinou některá strategie jasně převládá (většina herbivorů je poměrně plastických). Okusovači se specializují na okus listů, větviček, semenáčů a kůry dřevin – naším jediným specializovaným okusovačem je los evropský (*Alces alces*). Jak sám termín napovídá, kombinovaní okusovači-spásači jsou nevyhranění, oportunně se soustředí na momentálně nejkvalitnější dostupný zdroj rostlinné biomasy. Typické pro ně je, že bylinnou vegetaci spásají pouze ve stadiu, kdy je čerstvá, šťavnatá, nutričně bohatá a dobře stravitelná. Jakmile však bylinná biomasa v průběhu vegetační sezony zhrubne, přecházejí na strategii okusovače, v době vegetačního klidu se mohou živit okusem téměř výhradně. Do této kategorie spadají jelenovití (Cervidae), ovce a kozy (Caprinae), mezi které patří i kamzík a muflon (ten spolu s ovcí inklinuje ke spásačům). Spásači se naproti tomu celoročně specializují na bylinnou vegetaci, nehledě na obsah vlákniny byliny spásají i ve stadiu, kdy jsou zcela suché, okusem si potravu zpestřují jen v zimě. Z evropských býložravců do této skupiny patří velcí tuři (Bovinae) a koňovití (Equidae).

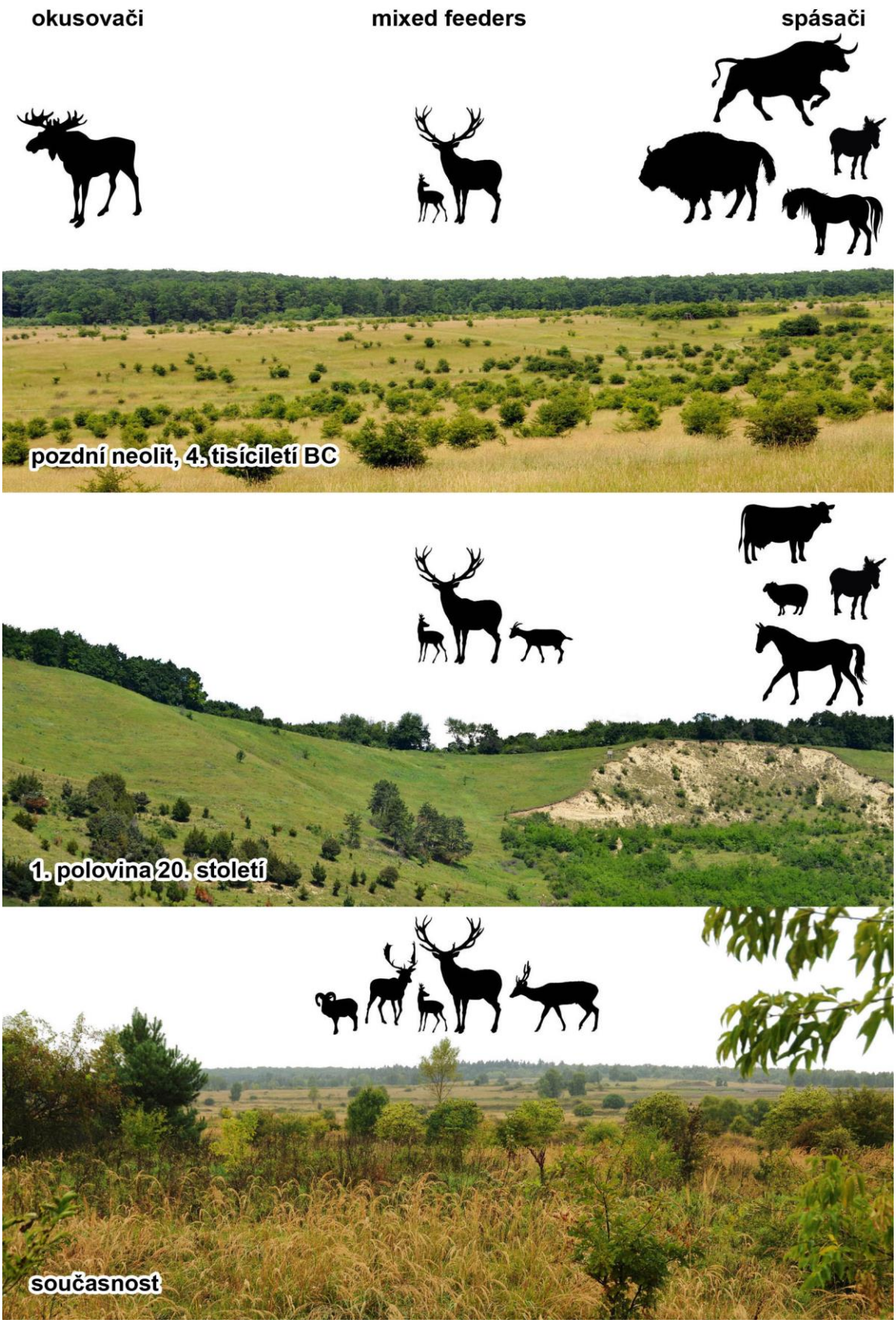
Značné rozdíly mohou být i v rámci jednotlivých strategií. Například koně se výrazně zaměřují na trávy, zatímco většiny dvouděložných si prakticky nevšímají, během vegetační sezony si prakticky nevšímají ani dřevin, na podzim však okusují jejich plody (jablka, šípky, hložinky) a v zimě okusují větvičky a loupou kůru. U skotu je kromě trav významná i složka dvouděložných bylin, některé

dřeviny žerou i během vegetace a kůru loupou kdykoliv najdou vyvrácený mladý strom, v zimě okusují také. Zubr inklinuje ke strategii okusovače, avšak má-li možnost pastvy, bez okusu se částečně obejde. Ovce je selektivní v podobné míře jako kůň, jen se místo trav zaměřuje na dvouděložné. Rozdíly mezi jednotlivými druhy spásačů jsou tak velké, že i těch velkých může na jednom místě existovat druhově bohaté společenstvo (viz africké savany a asijské stepi).

2.12. Vývoj společenstev velkých býložravců v Evropě

Holocenním společenstvům velkých herbivorů v Evropě až do pozdního neolitu (4. tisíciletí př. n. l.) dominovali co do počtu druhů i vlivu na vegetaci a krajinu velcí divocí spásači (Obr. 8): pratur, zubr, divoký kůň a divoký osel. Nešlo o nic nového – velcí tuři a koňovití patřili mezi dominantní palearktickou megafaunu po celý pleistocén, tj. posledních 2,56 milionu let. Bylo tak tomu v glaciálech i interglaciálech, jen docházelo k obměnám taxonů. Od eneolitu se vytrácí spolu s oslem i divoký kůň, který je plošně nahrazen koněm domácím, spolu s nimi mizí také velcí tuři. Tuři však na rozdíl od koňovitých striktně vázaných na nelesní biotopy díky své ekologické plasticitě přežívají v malých počtech ještě několik tisíc let v rozsáhlých neosídlených lesních oblastech. V suboptimálním lesním prostředí se z nich stávají tzv. refugee species (viz Kerley et al. 2012). Od neolitu jsou sice velcí divocí spásači jakožto vyhraněná ekologická skupina vytlačováni člověkem, plynule je však nahrazují velcí domácí spásači – skot, domácí kůň a některé nepůvodní taxony, konkrétně ovce a kozy, kteří společně na několik tisíc let díky toulavé pastvě přebírají v krajině jejich ekologickou roli. Díky tradičním formám chovu dobytka se tak z hlediska fungování krajiny ve vztahu k herbivorům nic zásadního nezměnilo, protože krajině nadále dominovaly původní typy velkých spásačů, jen v domestikované formě – skot, koně, osli, byť s příměsí nepůvodních herbivorů – ovcí a koz. Vzniklo tak vlastně polopřirozené, ale funkční, společenstvo herbivorů. Rozloha bezlesí za přispění člověka o neolitu rostla, někde se dokonce vlivem pastvy v horách posouvala horní hranice lesa a rozšířily se i horské hole. Zásadní zlom přišel v polovině 20. století, kdy byla hospodářská zvířata vlivem industrializace zemědělství z krajiny zcela odstraněna. Právě od této chvíle začíná v Evropě strmý, v rámci holocénu bezprecedentní, úbytek biodiverzity, po stenoekních specialistech mizí i druhy dříve běžné, a bohatá společenstva nahrazují jednodušší společenstva konkurenčně zdatných generalistů. V přírodě tak po druhé světové válce vzniká zcela umělé, taxonomicky a funkčně značně ochuzené, společenstvo herbivorů, které nemá historickou analogii, a navíc je do značné míry složené ze zcela nepůvodních taxonů (muflon, jelen sika), příp. taxonů, které ve střední a západní Evropě nežily v holocénu (daněk). V krajině jsou již přítomni jen nevyhranění herbivoři, kteří ani při extrémních hustotách nedokážou zbrzdit sukcesi zarůstání nelesních společenstev expanzivními, konkurenčně silnými bylinami a následně dřevinami (viz vojenské prostory), zato způsobují značné škody na lesních porostech. Ekologicky nejzávažnějším rysem současných společenstev herbivorů je kompletní absence dříve dominantní ekologické gildy, autochtonních velkých spásačů (Obr. 8). Právě tento „detail“ činí společenstva býložravců nefunkčními a vedl k praktickému vymizení pastevních ekosystémů bez ohledu na početnost spárkaté zvěře.

Jakkoliv je problém zhroucení společenstev megaherbivorů (a megafauny obecně) v českém prostředí málo akcentován, jedná se o jeden z nejvýznamnějších holocenních fenoménů, který je prokazatelně globálního charakteru, je důsledkem činnosti člověka a je jednou z hlavních příčin bezprecedentního poklesu nejen evropské biodiverzity. Předložený koncept přirozené pastvy má za cíl pomoci zvrátit tento neblahý trend alespoň ve vybraných lokalitách a oblastech, které mají pro zavedení přirozené



Obr. 8. Dramatické změny holocenních společenstev velkých herbivorů v Evropě. Časová období uvedená u dvou horních obrázků udávají dobu plošného zániku daných společenstev ve střední Evropě. Nahoře Traviny-západ, bývalý VVP Milovice-Mladá; uprostřed pastevní krajina u města Cluj, Rumunsko; dole lokalita Pod Benáteckým vrchem-jih, bývalý VVP Milovice-Mladá před zavedením pastvy velkých kopytníků – srovnej Obr. 15–16. Orig. © Miloslav Jirků

pastvy předpoklady. Mělo by se tak stát návratem klíčových druhů velkých spásačů do ochuzených společenstev herbivorů. První roky praktických zkušeností s přirozenou pastvou v ČR, které vedly ke zvýšení početnosti vlajkových ohrožených druhů o stovky i tisíce procent, prokázaly značný potenciál a relevantnost tohoto typu managementu.

3. Vliv přirozené pastvy na přírodu

Činnost velkých kopytníků je tak různorodá a promítá se v jejich životním prostředí tolika způsoby, že ji nelze technickými zásahy napodobit, natož simulovat (viz též kap. 2.5.). Přirozená pastva velkých kopytníků je stále častěji uplatňovaným nástrojem ekologické obnovy samoregulujících ekosystémů. Na suchých stanovištích vzniká činností velkých herbivorů analogie temperátních savan jiných kontinentů (Obr. 9). Savanová vegetace typicky zahrnuje širokou škálu stanovišť od rozsáhlých ploch travinobylinných společenstev s rozptýlenými dřevinami včetně starých stromů a mrtvého dřeva přes různě husté křovinaté formace až po světlé lesy. Pastevní ekosystémy jsou typické časoprostorově proměnlivou, taxonomicky a strukturně heterogenní vegetací. Jemnozrnnou biotopovou mozaiku dokážou velcí kopytníci obnovit během jednotek let na velkých plochách i ve značně degradovaných stanovištích dlouhodobě podléhajícím sukcesi. Děje se tak přírodě blízkým, finančně udržitelným a potenciálně rentabilním způsobem, který je navíc racionální adaptací na změny klimatu a bezprecedentní možností pro ochranu ohrožené megafauny. Metodami technického aktivního managementu nelze dosáhnout srovnatelných výsledků, náklady s nimi spojené navíc každoročně rostou.

Nejde jen o „triviální“ souvislosti mezi spásáním bylin či okusem dřevin a následnými změnami složení a struktury vegetace. Díky své hmotnosti a fyzické síle vytvářejí velcí kopytníci řadu různých typů disturbancí. Jednou z typických disturbancí je sešlap (trampling). Jelikož se kopytníci chovají hospodárně, používají pravidelně tytéž trasy propojující důležitá místa a zdroje, čímž vznikají charakteristické stezky. Ačkoliv jsou trasy stezek trvalého charakteru, jejich konkrétní průběh se v čase mění. Zvířata často vyšlapávají novou trasu dané stezky v těsném sousedství té staré. Průběh jednotlivých stezek tak svou neustále se větvící a trasu měnící trajektorií poněkud připomíná meandrující tok. Právě zvířecí stezky jsou jedním z typických fenoménů pastevní krajiny a lze podle nich už při zběžném pohledu odhadnout, zda a jací velcí kopytníci v daném místě žijí. Typické jsou rovněž projevy komfortního chování – zubři pomocí kopyt a rohů záměrně narušují drn a vytvářejí tzv. prachová/písečná koupaliště (wallows), v nichž si válením udržují srst. Prachová koupaliště využívají jen několik týdnů, poté je opouštějí a zakládají nová, čímž v jinak homogenní vegetaci vytváří množství raně sukcesních plošek. Zajímavý je v tomto ohledu rozdíl mezi jinak velmi podobnými a fylogeneticky příbuznými velkými tury, zubrem a praturem. Zatímco zubři vytvářejí prachová koupaliště o průměru 3–5 m, pratuři jen o průměru kolem 1–2 m. Je to dáno tím, že zatímco zubři se následně v prachovém koupališti válí, pratur (a skot) si vystačí s vyhazováním kopyty vyhrabaného substrátu na hřbet a hlavu. Koně pak využívají spíše již existující prachová koupaliště zubrů/praturů nebo prasat a jinak vegetace zbavené plochy, kde došlo dříve k narušení drnu, čímž ovšem životnost těchto raně sukcesních plošek výrazně prodlužují. Častým projevem přítomnosti velkých kopytníků je stržený drn na jakýchkoliv svažitých plochách. Činí tak pomocí kopyt a rohů všichni velcí kopytníci a opět tak vytvářejí odlišný specifický biotop (Obr. 10). Ve všech případech velcí kopytníci svými stezkami, prachovými koupališti a strženými svahy vytvářejí v krajině síť raně

sukcesních ploch zcela či částečně zbavených vegetace, které následně osidlují konkurenčně slabé rostlinné taxony, jež se v okolní zapojené luční vegetaci nemají šanci prosadit. Důležité je, že stezky i prachová koupaliště jsou dočasné povahy, takže zatímco jedno koupaliště je opuštěno a kolonizuje jej ranně sukcesní vegetace, v těsném sousedství mezitím vznikají koupaliště nová. Podobně to platí o průběhu stezek.

Mezidruhové rozdíly lze ilustrovat nejen v souvislosti s vlivem na bylinné patro kvůli jejich odlišným potravním preferencím, kdy se koně specializují na trávy, a dvouděložné většinou nepřijímají, zatímco velcí tuři spásají i značné množství dvouděložných, zejména nutričně bohatých ruderálních taxonů. Mezidruhové rozdíly existují i ve vlivu na dřeviny. Zubři a koně obecně spíše loupou kůru, pratuři častěji olamují větve pomocí rohů, aby se dostali k nutričně hodnotným a méně otrněným letorostům či plodům. Všechny tři druhy pak v závislosti na ročním období různě intenzivně okusují větve, zejména jejich koncové části, letorosty, a vytvářejí tak typické deštníkovité a „bonsajovité“ pastevní růstové formy (viz níže). Velcí kopytníci umí nalézt a exponovat ložiska minerálně bohatých půd. Vytváří tak minerální lizy, které dlouhodobě udržují a tím je zpřístupňují i jiným zvířatům. Produkují trus, čímž zpřístupňují živiny rostlinám a umožňují jejich oběh i dálkový přenos v rámci ekosystému. Trus samotný je navíc domovem komplexních společenstev specializovaných hub a bezobratlých a představuje významný zdroj potravy pro ptáky, kteří z něj vybírají larvy. Velcí kopytníci jsou také roznašeči semen, mnoho rostlin se šíří jejich trusem či na povrchu jejich těl zachycením v srsti. Stromům v pastevní krajině velcí kopytníci pomáhají nejen hnojením trusem, když se za horkých dnů schovávají v jejich stínu, ale hlavně odstraňováním náletu dřevin v jejich okolí, čímž je zbavují konkurence. Není náhodou, že nejmohutnější a nejstarší stromy jsou solitéry v pastevní krajině. V neposlední řadě velcí kopytníci odstraňováním stařiny, potažmo vysoce hořlavé mrtvé biomasy, značně snižují riziko požárů.

3.1. Heterogenita terestrických stanovišť a specifické biotopy

Otevřené biotopy, které se dlouhodobě vyvíjely pod vlivem různě intenzivní pastvy a činnosti živlů, jsou v současnosti vážně ohroženy zarůstáním konkurenčně silnými, často expanzivními (původními), či invazními (nepůvodními) bylinami a posléze dřevinami. Jedná se především o stanoviště, jejichž existence je pastvou přímo podmíněna, jako například vřesoviště, poháňkové pastviny nebo stepní vegetace suchých stanovišť, ale také různé typy světlých lesů. Extenzivní pastva zvyšuje v (polo)přírodní i kulturní krajině druhovou diverzitu a strukturní heterogenitu. Typicky to platí např. pro různé typy mezofilních a suchých trávníků (Chytrý et al. 2001). Oproti sečení je z pohledu diverzity výhodou přirozené pastvy časová a prostorová heterogenita, která vyplývá z dostupnosti potravy a vody, charakteru terénu a sociálního chování velkých kopytníků. Další výhodou je vyrovnaná živinová bilance a v neposlední řadě selektivita. Té je nejlépe dosaženo při zastoupení většího množství herbivorních potravních strategií na celé škále od okusovačů až po spásače (Mitchell a Kirby 1990, Bailey et al. 1996, Pastor et al. 1997, Wang et al. 2006). Také v rámci gildy spásačů je žádoucí, kdykoliv to dispozice lokality umožňují, aplikovat druhově smíšenou pastvu (cross grazing), jelikož různé druhy velkých turů a koňovitých se vzájemně potravně a behaviorálně doplňují. Zásadní je kombinovat alespoň jeden druh koňovitého s alespoň jedním druhem velkých turů všude tam, kde je to možné. V systému se tak více objevuje nejen větší diverzita trav, ale též dvouděložné hemikryptofyty s přízemními růžicemi a druhy, které se herbivorům chemicky či jinak brání. Ty pak následně vytváří mikrostanoviště pro druhy na pastvu náchylné. Selektivita spolu s mechanickým narušováním drnu kopyty zároveň otevírá prostor slabě kompetitivním druhům rostlin raných sukcesních stadií.

Průvodním znakem přítomnosti divokých velkých kopytníků je řada pobytových znaků, které jsou zároveň specifickými mikrobiotopy. Do této kategorie patří ranně sukcesní stadia, konkrétně plochy bez vegetace v podobě vyšlapaných stezek, prachových koupališť (Obr. 9–10, 40), a řídké krátkostébelné trávníky v místech intenzivnější pastvy.

Kromě taxonomické a funkční diverzity vegetace, kterým se podrobně věnuje následující kapitola, je nedílnou složkou její komplexity její heterogenita, tedy různorodost architektury vegetace v prostoru. Totéž rostlinné společenstvo může nabývat různých strukturních podob podle toho, jaké disturbanční faktory na něj působí. Tentýž širokolistý suchý trávník může mít formu krátkostébelnou i vysokostébelnou, mohou se v něm vyskytovat plochy řídkých trávníků i plochy bez vegetace. Popsaná heterogenita vegetace je přitom extrémně významná nejen pro rostlinná společenstva samotná, nýbrž pro živočichy, jejichž různá vývojová stadia, často s velmi omezenou mobilitou a disperzními schopnostmi, vyžadují přítomnost různých forem trávníků v těsné blízkosti. Tu zajistí pouze jemnozrnná mozaikovitost lučních stanovišť. Přirozeným a udržitelným způsobem, jak taková biotopová mozaika vzniká a je udržována, je právě extenzivní dlouhodobá pastva (Obr. 35).

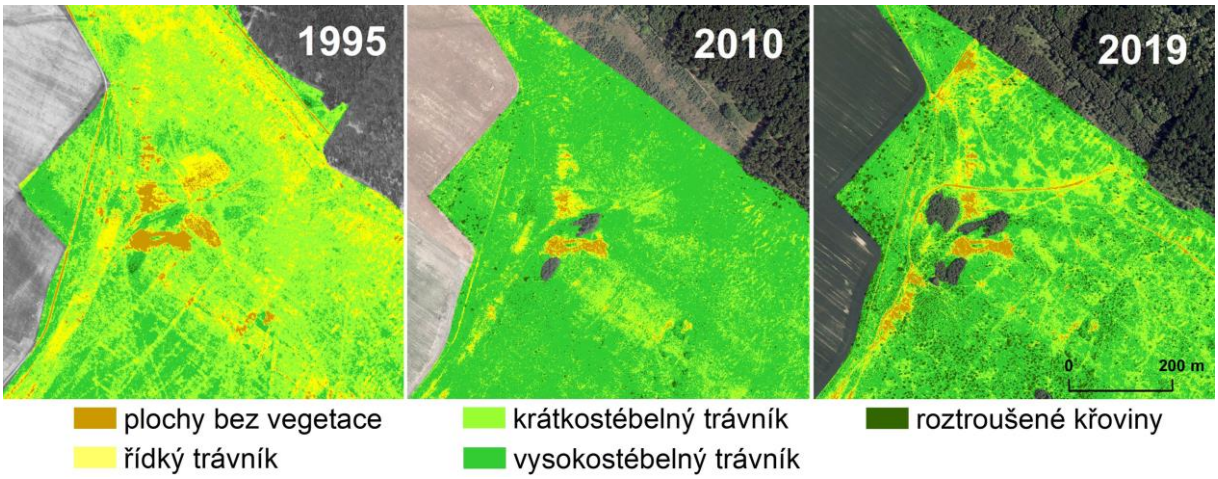
Specifickým a zároveň typickým fenoménem pastevních ekosystémů je heterogenní charakter travnatých biotopů, kdy se střídají krátko- a vysokostébelné s plochami řídkých trávníků a ploch bez vegetace. Z ekologického hlediska by bylo závažnou chybou považovat vysokostébelnou složku výsledné luční vegetace za nedopasky, kterýžto termín v agronomické terminologii označuje plošky nespasené travinobylinné vegetace. V rámci konvenčního managementu jsou nedopasky vnímány jako plochy, které se nepodařilo v rámci daného managementového zásahu ošetřit, a jsou proto plošně dosekávány. Ve skutečnosti jsou zdánlivé nedopasky typickou, esenciální, zcela přirozenou a žádoucí komponentou pastevních ekosystémů. Vznikají vlivem typicky mozaikovité pastvy velkých kopytníků a na rozdíl od konvenčně udržovaných ploch jsou indikátorem správně nastavené, tedy dostatečně extenzivní, pastvy. Jde o plochy, které jsou zdrojem potravy v době vegetačního klidu, představují refugia, v nichž zimují dormantní stadia bezobratlých, poskytují úkryt drobným obratlovcům a celkově zvyšují heterogenitu vegetace. Proto je v rámci přirozené pastvy vhodné likvidovat výhradně nedopasky tvořené invazními druhy rostlin, zatímco ostatní plochy vysokostébelné vegetace je jakožto integrální součást pastevních ekosystémů nutné ponechat. Jakékoliv kosení travinobylinných společenstev v pastevních rezervacích je z výše uvedených důvodů z hlediska ochrany přírody činnost zcela nežádoucí a kontraproduktivní. Kosením totiž zaniká charakteristická strukturní heterogenita pastevních ekosystémů pracně obnovená v rámci prováděného managementu. Při přirozené pastvě navíc nevznikají nedopasky typické pro intenzivní produkční pastviny ve formě koncentrace nitrofilních rostlin v okolí dlouhodobě ležícího trusu. Na pastvinách udržovaných přirozenou pastvou je nutné ponechávat nedopasky i kvůli samotným velkým kopytníkům, jelikož jsou zásobárnami biomasy v období vegetačního klidu. Jejich odstranění by vedlo k nutnosti stáda přikrmovat, což je nevhodné z důvodu habituace zvířat na přítomnost člověka, ale také např. vzhledem k riziku zavlečení alochtonního osiva do lokality. Výjimka umožňující ponechávání nedopasků v lokalitě by tedy měla být standardní součástí přirozené pastvy. Její neudělení naopak obvykle vede k závažným škodám na biodiverzitě.



Obr. 9. Přirozená pastva velkých kopytníků je stále častěji uplatňovaným nástrojem ekologické obnovy samoregulujících se ekosystémů. Na suchých stanovištích vzniká činností velkých herbivorů analogie temperátních savan jiných kontinentů. Pastevní ekosystémy jsou typické časoprostorově proměnlivou, taxonomicky a strukturně heterogenní vegetací včetně mrtvého dřeva a dalších žádoucích biotopových komponent. Jemnozrnnou biotopovou mozaiku dokážou velcí kopytníci obnovit během jednotek let na velkých plochách i v náročných terénech a značně degradovaných stanovištích dlouhodobě podléhajícím sukcesi. Děje se tak přírodě blízkým, finančně udržitelným a potenciálně rentabilním způsobem, který je navíc racionální adaptací na změny klimatu a bezprecedentní možností pro management krajiny a ochranu ohrožené megafauny. Metodami technického aktivního managementu nelze srovnatelných výsledků dosáhnout, náklady s nimi spojené navíc každoročně rostou. Typickým atributem pastevních krajin jsou zvířecí stezky spojující důležitá místa a zdroje (nahoře) vznikající během několika týdnů až měsíců po zavedení pastvy. Pastevní rezervace Milovice, nahoře pastvina Traviny-západ 16. 7. 2021 © Vojtěch Lukáš. Dole pastvina Pod Benáteckým vrchem 4. 8. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. 10. Velcí kopytníci, zejména zubři, vytvářejí tzv. prachová koupaliště (wallows), plošky o průměru cca 3–5 m, na nichž strhnou drn a důkladně je tak zbaví vegetace. Zvířata koupaliště aktivně využívají několik týdnů až měsíců (nahoře), poté je opouštějí a v jejich sousedství zakládají nová. Výsledkem je síť raně sukcesních plošek rozesetých po krajině. Tento specifický biotop poskytuje útočiště řadě kompetičně slabých druhů rostlin a živočichů (mj. samotářských včel a jiných blanokřídlých), které by jinak na daném místě vhodný biotop nenalezly. Typickým pobytovým znakem velkých turů jsou rovněž svažité plochy zbavené drnu rytím pomocí rohů a kopyt (dole). Tento specifický biotop okamžitě kolonizují rostliny raně sukcesních stadií vegetace, zde např. mateřídoušky a semenáče šalvěje luční. Prachová koupaliště jsou předmětem probíhajícího botanického výzkumu a již nyní je patrné, že nejen pastva a okus, ale také další disturbance ze strany velkých kopytníků, jako prachová koupaliště a stezky, jsou zdrojem zvýšené diverzity vegetace, jež by bez velkých kopytníků v krajině chyběla. Pastevní rezervace Milovice, NPP Mladá, pastvina Traviny, 20. 8. 2021 a 18. 7. 2021. © Miloslav Jirků



Obr. 11. Vývoj heterogenity nelesní vegetace (5 strukturně-vegetačních jednotek) v severozápadní části lokality Travinyzápad těsně po odchodu armády (1995), po 20 letech spontánní sukcese (2010) a čtyři roky po zavedení přirozené pastvy velkých kopytníků (2019). Patrná je ztráta heterogenity vegetace vlivem absence managementu po ukončení činnosti armády (2010) a její obnovení po zavedení přirozené pastvy (2019). V roce 1995, tj. asi pět let po odchodu armády, je dosud patrná dominance raně sukcesních stadií vegetace. V roce 2010 dominují vegetační jednotky vznikající vlivem absence disturbancí (vysokostébelné trávníky), přičemž podstatná část heterogenity je dočasně ztracena. V roce 2019 je heterogenita vegetace do značné míry obnovena činností velkých kopytníků, má však odlišný (jemnozrnný) charakter než výchozí stav z r. 1995. Povšimněte si v horní části snímku ztráty podstatné plochy bezlesí vlivem výsadby borové plantáže a také markantní expanze křovin, kdy se některé jejich porostní skupiny na konci sledovaného období zapojují natolik, že jsou klasifikovány jako jedna z kategorií lesa (zapojené křoviny). V současnosti je na modelu Milovic ověřována metoda dálkového průzkumu, která by mohla umožnit detailně a exaktně analyzovat nejen strukturní, ale také taxonomickou diverzitu travinobylinných společenstev na základě multispektrálních satelitních dat (SPOT 6/7, rozlišení 1,5 × 1,5 m). Srovnání archivních a recentních spektrálních dat podložených terénní verifikací (podrobné fytocenologické mapování) brzy umožní objektivní hodnocení časoprostorového vývoje biologicky enormně významných nelesních stanovišť modelového území a srovnání výsledků různých typů managementu bezlesí. Automatická klasifikace leteckých snímků K-means, GIS. Orig. © Daria Jirků

3.2. Vegetace

Mezi biotopy nejohroženější ústupem od tradičního hospodaření, včetně pastvy, patří travinobylinná společenstva. Disturbance extenzivní pastvou jednak napomáhá udržení otevřených stanovišť, jednak zvyšuje diverzitu potlačováním silných širokolistých kompetitorů. V suchých trávnících, které jsou předmětem ochrany řady rezervací, jde např. o válečky (*Brachypodium* spp.), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) či třtina křovištní (*Calamagrostie epigejos*), které dominují v nesečených trávnících, nebo sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*) v kosených porostech. Pastva naopak dává prostor nižším úzkolistým travám, např. kostřavě žlábkaté (*Festuca rupicola*), nebo dvouděložným rostlinám, jako hvozdíkům (*Dianthus*), rozrazilům (*Veronica*), mateřídouškám (*Thymus*) a drobnějším zástupcům čel. Fabaceae, z nichž některé sice tvoří preferovanou potravu, ale zároveň jsou herbivory šířeny. Podporuje i vzácné stepní trávy, jako je rod kavyl (*Stipa*), který zahrnuje i kriticky ohrožené zástupce (*S. zalesskii* aj.). Při dostatečné rozloze pastvin, příp. vhodném načasování u pastvin menších, prospívá pastva i suchým trávníkům s výskytem orchidejí (Jersáková a Kindlmann 2004).

Nejen otevřená stanoviště, ale také světlé lesy a křoviny jsou ohroženými biotopy v minulosti udržovanými pastvou a spolu s nimi mizí i jejich bylinný podrost. Některé orchideje jako vstavač nachový (*Orchis purpurea*) a střevíčník pantoflíček (*Cypripedium calceolus*) nebo zástupci rodu hořeček (*Gentianella*) upřednostňují mezernatá stanoviště s množstvím křovin a světlých lesů, která bývají formována pastvou. Zvonovec liliolistý (*Adenophora liliifolia*) a hrachor panonský (*Lathyrus pannonicus*) jsou příklady ohrožených druhů pastevních lesů. Zajímavé je i to, že zde zmíněné druhy

profitují v biotopech udržovaných megaherbivory, ale přímý okus jim vadí. To dobře ilustruje, jak netriviální a nesnadno odvoditelné jsou ekologické procesy spouštěné a udržované přirozenou pastvou a jak důležité je při plánování pastevních rezervací pravidlo minimální rozlohy 100 ha využitelné plochy (kap. 5.1.).

Ne pro všechna stanoviště je dlouhodobá (intenzivní) pastva vhodná. Především některým vlhkým stanovištím, např. vlhkým pcháčovým loukám či prameništím, vesměs neprospívá přílišný sešlap a obohacování živinami (Chytrý 2011, Mládek et al. 2006). I zde však jistě prospívá občasné narušení drnu a odstranění biomasy přepasením, následované různě dlouhou dobou absence pastvy, nebo jejího útlumu. Mládek et al. (2006) uvádějí, že na narušených místech pak dobře prosperují některé ohrožené druhy rostlin, např. skřípina smáčknutá (*Blysmus compressus*), bařička bahenní (*Triglochin palustris*) a zeměžluč spanilá (*Centaurium pulchellum*). Každopádně platí, že tato vlhká stanoviště nejsou velkými kopytníky vyjma pratura preferována, a mají-li volbu, spíše se jim vyhýbají, takže (opět) při dostatečné rozloze pastvin není přirozená pastva s jejich ochranou a managementem v rozporu. Zažitá a v literatuře dlouhodobě přejímaná sdělení o škodlivosti pastvy v prameništích a dalších mokřadních biotopech jsou založena na pozorováních z malých intenzivních pastvin a pro praxi přirozené pastvy jsou irelevantní.

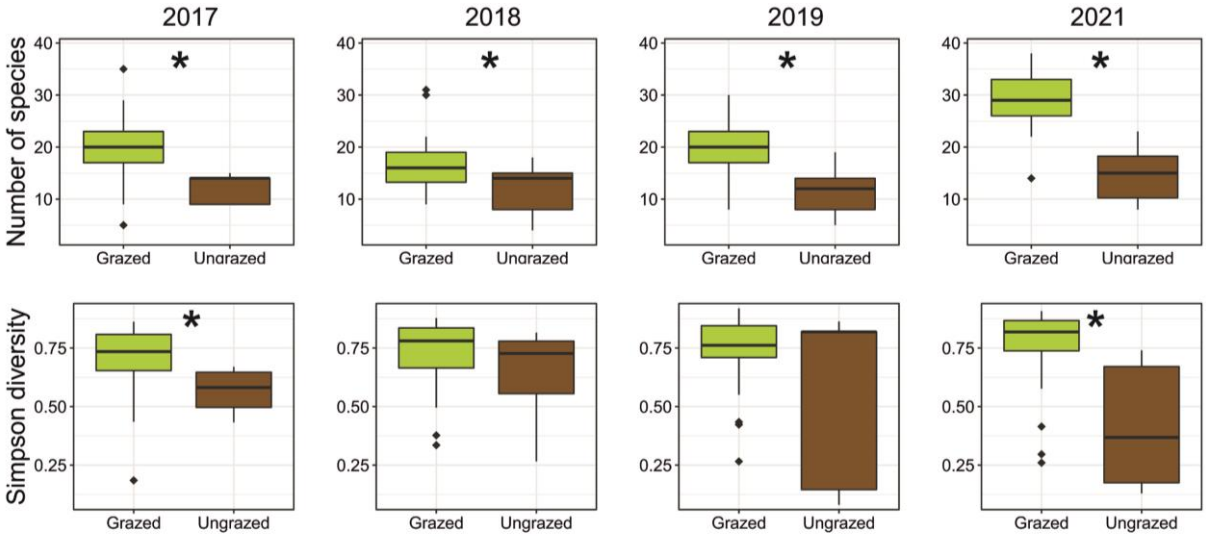
Jedním z nejviditelnějších výsledků pastvy velkých kopytníků je již v prvních letech plošné odstranění mrtvé bylinné biomasy a homogenních vysokostébelných trávníků (např. třtina, ovsík, sveřep), plošná obnova květnatých luk, obnovení sezonních aspektů (viz Příloha 4) a strukturní heterogenity vegetace i návrat a šíření taxonů rostlin typických pro dané stanoviště. První 2–3 vegetační sezony po zavedení přirozené pastvy jsou charakterizovány postupnou redukcí biomasy a kvetení dominantních trav a ostřic. Od třetího roku přirozené pastvy zpravidla dochází k plošné expanzi nektarodárných dvouděložných bylin, od čtvrtého až pátého roku lze mluvit o plošné obnově květnatých trávníků (viz Obr. 15–17). Druhově chudé husté trávníky uvnitř pastvin prakticky mizí a dříve dominantní vysokostébelné porosty kompetičně zdatných graminoidů (trávy, ostřice) se díky setrvalému pastevnímu tlaku vyskytují jen ostrůvkovitě. Dominantní druhy trav sice zůstávají přítomny, ale jejich homogenní vysokostébelné porosty již netvoří strukturní dominantu. Travinobylinná společenstva uvnitř a vně pastvin nabývají velmi kontrastních stavů. Opakované pokusy s vyloučením pastvy (nejen) v Milovicích ukázaly, že dominantní trávy jsou schopny vracet se již první vegetační sezonu na velkých plochách a přítomnost druhově pestrých trávníků je tedy stav podmíněný kontinuální pastvou.

Pokud jde o obnovu květnatosti trávníků a zvýšení jejich diverzity, jsou výsledky natolik očividné, že jsou zjevné nejen pro odbornou, ale i laickou veřejnost. Například v pastevní rezervaci Milovice byl během třetí dekády června a první dekády července 2021 zhotoven seznam aktuálně kvetoucích bylin (bez trav). Dělo se tak na základě sdělení více botanických týmů. Diverzita momentálně kvetoucích bylin vybočovala z běžného regionálního průměru. Napočítáno bylo 111 aktuálně kvetoucích druhů dvouděložných (Milan Chytrý a Štěpán Janeček 2021, pers. comm.). Nejde přitom samozřejmě o kompletní výčet, jelikož některé druhy jistě zůstaly nepovšimnuty a řada druhů v uvedeném období již nebo ještě nekvetla.

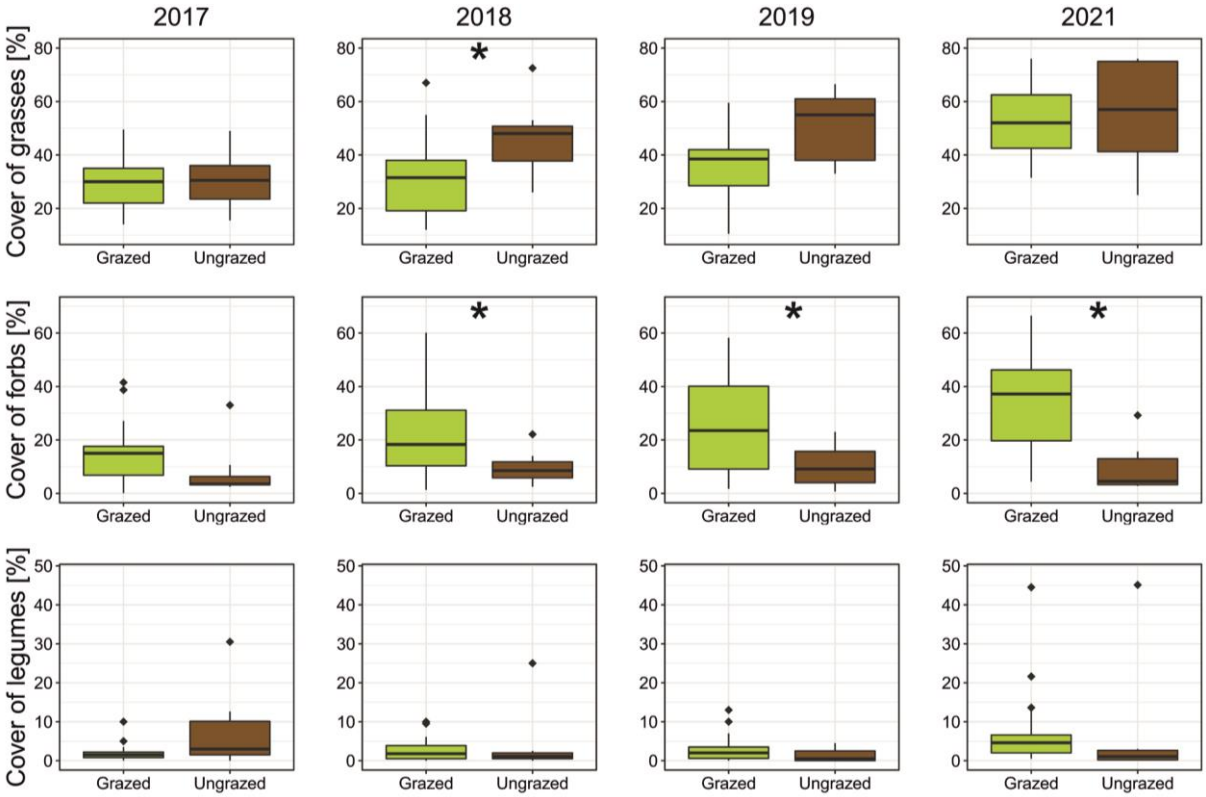
Vývoj vegetace je přímo závislý na druhovém spektru přítomných velkých kopytníků. O jak významný faktor se jedná, ukazuje zkušenost z pastevní rezervace Milovice. První vegetační sezona zde proběhla bez přítomnosti velkých turů, takže se projevil značný potenciál ruderálních dvouděložných

nahrazovat dominantní trávy poté, co byly z jejich konkurence uvolněny selektivní pastvou koní. Koně se specializují na trávy a většiny dvouděložných si nevšímají. Tato skutečnost výhodná z hlediska obnovy květnatosti však zároveň představuje určité riziko, jsou-li na lokalitě přítomny koňmi opomíjené kompetičně zdatné dvouděložné byliny s expanzivním potenciálem. V Milovicích jsou těmito problémovými bylinami zejména vratič obecný, sporadicky kopřivy a širokolisté šťovíky. První dva taxony začaly v nepřítomnosti velkých turů expandovat a jejich jednodruhové porosty na řadě míst nahradily koňmi potlačenou třtinu a jiné trávy. Od druhé vegetační sezony jsou však účinně eliminovány velkými tury a problém již nepředstavují. Opět jde ale o stav podmíněný nejen kontinuální, ale také druhově smíšenou pastvou zahrnující monogastrické koně a přežvýkavé velké tury. Potvrzuje se tak potřeba nejen dlouhodobé, ale také druhově smíšené pastvy jako předpokladu úspěšného pastevního managementu. Smíšená pastva koní a velkých turů je evolučně-ekologicky logická. Většinu potravy koní a velkých turů tvoří trávy (>90 %, resp. >80 %), kolem 10 % potravy tvoří dřeviny. Důležitých je oněch několik procent (bylin), ve kterých se koně a velcí tuři liší. Právě sem totiž patří výše uvedené managementově problematické taxony dvouděložných, které nespásají nejen koně, ale ani malí přežvýkavci (ovce, kozy). Platí přitom, že koně i tuři ochotně přijímají i hrubé, nutričně chudé trávy a jiné byliny, včetně jejich mrtvé biomasy (stařiny), kterou menší herbivoři, jako jelenovití, ovce a kozy, nejsou schopni účinně strávit. Jak koně, tak velcí tuři jsou tedy nenahraditelnou komponentou společenstva herbivorů všude, kde je cílem samoregulační fungování pastevních ekosystémů nevyžadujících pravidelné technické zásahy ze strany člověka (sekání nedopasků, vyhrabávání stařiny apod.). Zároveň je potřeba upozornit, že doba potřebná k obnovení květnatosti přirozenou pastvou se může na dílčích plochách téže pastviny znatelně lišit. Zejména vysychavost dané plochy zvýhodňuje trávy a brzdí nástup dvouděložných. Podobně je to v jednotlivých sezonách v závislosti na množství jarních srážek, jejichž nedostatek je vždy předzvěstí snížené květnatosti. Platí však, že správně nastavená pastva generuje **celoročně** květnaté trávníky bez period a bez přítomnosti zdrojů nektaru. Ten je vždy indikátorem nevhodně zvoleného druhu býložravce/ů a/nebo režimu pastvy.

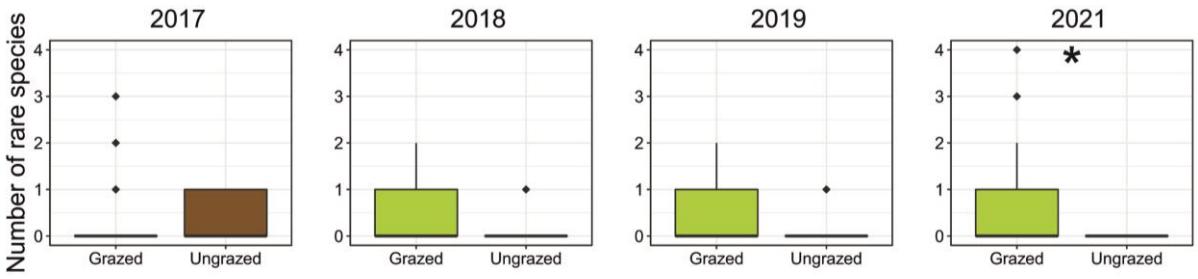
Pozitivní vliv celoroční smíšené pastvy velkých turů a koní na travinobylinná společenstva potvrdil dlouhodobý botanický výzkum týmu Botanického ústavu AV ČR (Dvorský et al. 2022) založený na fytocenologickém snímkování trvalých ploch. V období 2017–2021 došlo k plošné přeměně druhově chudých zapojených vysokostébelných trávníků v druhově a funkčně bohatá společenstva s vysokým zastoupením nektarodárných bylin a návratu vzácnějších druhů rostlin uvedených v červeném seznamu ČR. V období 2017–2021 bylo monitorováno 37 trvalých plošek 2 × 2 m, z toho 30 na pastvinách, dalších sedm plošek mimo pastviny sloužilo jako negativní kontrola. Celkem bylo v trvalých ploškách zjištěno 179 druhů cévnatých rostlin, z toho devět druhů z červeného seznamu ČR. Přirozená pastva velkých kopytníků zvýšila na všech snímkovaných ploškách druhovou diverzitu cévnatých rostlin (Obr. 12) a zastoupení dvouděložných bylin, zastoupení trav a bobovitých přitom zůstalo nezměněno (Obr. 13). Nedošlo tak k vyloučení dříve dominantních taxonů, ale k nárůstu druhové pestrosti travinobylinných společenstev. V r. 2017, tedy 2.–3. rok pastvy, činil počet druhů rostlin na snímkovaných ploškách průměrně 18,7 (rozpětí počtu druhů 5–35) na pasených a 13,5 (9–21) na nepasených ploškách. V r. 2021, tj. 7. rok pastvy, bylo na pasených ploškách průměrně 29,3 (14–38) druhů rostlin, na nepasených ploškách 13,2 (8–19). Za sledované období se tedy na



Obr. 12. Diverzita cévnatých rostlin v trvalých fytocenologických ploškách na pasených (grazed) a nepasených (ungrazed) lokalitách v NPP Mladá (Milovice). Hvězdičky označují statisticky významný rozdíl mezi pasenými a nepasenými plochami. Podle Dvorský et al. 2021.



Obr. 13. Pokryvnost funkčních skupin cévnatých rostlin v trvalých fytocenologických ploškách na pasených (grazed) a nepasených (ungrazed) lokalitách v bývalém VVP Milovice-Mladá. Grasses = trávy a ostřice, forbs = dvouděložné byliny bez bobovitých, legumes = bobovité. Hvězdičky označují statisticky významný rozdíl mezi pasenými a nepasenými plochami. Podle Dvorský et al. 2021.



Obr. 14. Výskyt rostlin z červeného seznamu ČR v trvalých fytocenologických ploškách na pasených (grazed) a nepasených (ungrazed) lokalitách v bývalém VVP Milovice-Mladá. Hvězdičky označují statisticky významný rozdíl mezi pasenými a nepasenými plochami. Podle Dvorský et al. 2021.

nepasených plochách diverzita rostlinných druhů nezměnila, resp. mírně poklesla, zatímco na plochách pasených statisticky významně vzrostla. Pokud jde o srovnání výchozího stavu druhově nejbohatší a nejchudší plošky na pastvinách, došlo v obou případech k nárůstu počtu druhů z 35 na 38, resp. z 5 na 14. Celkově došlo k posunu složení lučních společenstev směrem k taxonům s nižším vzrůstem, nárůstu druhové diverzity a zvýšení zastoupení vzácnějších druhů. Tento vývoj vegetace pastvin kopíroval vývoj společenstev denních motýlů, jelikož většina druhů prodělává larvální vývoj právě na dvouděložných bylinách menšího vzrůstu (viz kap. 3.3.). Výsledky tak ukázaly, že sedm let přirozené pastvy velkých kopytníků v Milovicích prokazatelně zvýšilo ochranářskou hodnotu nelesní vegetace. Konkrétně přirozená pastva zvýšila druhovou a funkční diverzitu luční vegetace a zastoupení vzácných taxonů. Zároveň se potvrdilo, že vymezení nepasených ploch v rámci rezervace brání obnově druhově bohatých trávníků, konzervuje výchozí degradovaný stav, dává prostor pokračující degradaci nelesních stanovišť a u dostatečně velkých pastvin (100 ha a více) je nežádoucí.

Rovněž na úrovni cílových ohrožených druhů byl v rámci pilotního projektu v bývalém VVP Milovice prokázán výrazně pozitivní vliv přirozené pastvy. V případě deštníkového druhu a zároveň předmětu ochrany NPP Mladá (Milovice), hořce křížatého (*G. cruciata*, Obr. 1), byl první census populace proveden druhý rok po zavedení pastvy – 2016 (první rok to kvůli vysokostébelným trávníkům nebylo možné), druhý pak po pěti letech r. 2021. Zvolený časový interval reflektoval průměrně 5leté období juvenilního vývoje (3–7 let). Spolu se základními parametry hořců (počet kvetoucích trsů, jejich maximální/minimální výška, počet semenáčů) byla zaznamenávána také semikvantitativní míra využití, resp. okladení, modráskem hořcovým, který je na h. křížatý specificky vázán (m. hořcový je též předmětem ochrany NPP Mladá). Na pastvině Milovice udržované přirozenou pastvou divokých koní a praturů od r. 2015 do r. 2021 vzrostl počet bodů obsazených h. křížatým z 66 na 415 (více než šestkrát), počet kvetoucích trsů tamtéž vzrostl ze 198 na 924 (nárůst o 367 %), počet zaznamenaných semenáčů věku cca 1–5 let vzrostl z 55 na 3 109. To představuje nárůst o dva řády, konkrétně o 5 553 %. Na některých místech přitom bylo zaznamenáno přes 100, v jednom případě dokonce přes 300 semenáčů. Na řadě míst byl potvrzen výskyt solitérních semenáčů či jejich skupin na místech vzdálených vyšší desítky metrů od nejbližších semenných rostlin. Podobně, i když ne tak výrazně, vzrostla populace hořce i na pastvině Traviny u Benátek n. Jizerou, kde je pozvolnější nárůst početnosti h. křížatého daný značnou vysychavostí lokality. Nicméně na lokalitách pasených velkými kopytníky všechny ukazatele naznačují zotavování populace h. křížatého, jeho intenzivní generativní reprodukci a osidlování dříve neobsazených ploch. Pokud jde o kontrolní nepasené plochy, na nepasené ploše Traviny-západ mezi pastvinou a Dubovým lesem sice bylo r. 2021 napočítáno o 57 % více dospělých hořců než r. 2016, ale pouze šest semenáčů. Dochází zde tedy ke stárnutí populace, reprodukce indikovaná počtem přítomných semenáčů je nulová, druh se zde nachází v extinkčním



Obr. 15. Totéž místo focené na podzim (září 2013) před zavedením pastvy (nahoře) a první podzim (říjen 2015) po zavedení pastvy koní (dole). Plocha byla ponechána samovolnému vývoji přes 25 let. Jak je vidět na obrázku nahoře, došlo zde k akumulaci obrovského množství živé i mrtvé biomasy (stařiny), bylinnému patru dominovala třtina křovištní. Za jedinou vegetační sezonu dokázalo 15 koní změnit 40 ha homogenních vysokostébelných trávníků na prostorově velmi pestrou mozaiku, v níž se opět začalo dařit řadě druhů dvouděložných rostlin. Všimněte si propastného rozdílu oproti běžnému technickému managementu. Kromě komplementárního snížení biomasy trav a zvýšení heterogenity vegetace stojí za pozornost absence pravidelnosti a geometrických tvarů. Pastevní rezervace Milovice, Pod Benáteckým vrchem. © Miloslav Jirků



Obr. 16. Překvapivě rychlou obnovu druhově a strukturně bohatých trávníků nejlépe ilustrují časosběrné snímky před a po zahájení pastvy. Nahoře husté, druhově chudé vysokostébelné trávníky s dominancí třtiny křovištní třičtvrtě roku před zavedením pastvy, dole tatáž lokalita po čtyřech letech přirozené pastvy. Došlo k markantnímu snížení živé a praktickému odstranění mrtvé biomasy trav, chudé a jednotvárné vysokostébelné trávníky nahradily druhově a strukturně různorodé květnaté trávníky. Typický aspekt přelomu května a června utvářejí koberce kopretin bílých (*Leucanthemum vulgare*) a šalvějí lučních (*Salvia pratensis*), které v přízemním patře doplňuje např. ledenec přímořský (*Lotus maritimus*). Pastevní rezervace Milovice, Pod Benáteckým vrchem, 15. 8. 2014 a 1. 6. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. 17. Výchozí stav travinobylinných společenstev na tomtéž místě před započetím přirozené pastvy velkých kopytníků (nahoře) a stav šest let po jejím zavedení (dole). Z hlediska ročního období dělí obrázky jen 20 dní a jde tedy o srovnatelné období. Z hlediska vývoje vegetace dělí obrázky šest let přirozené pastvy velkých kopytníků a jde naopak o dva kontrastně odlišné stavy. Luční vegetace prodělala markantní přerod. V r. 2015 jde o druhově extrémně chudé vysokostébelné trávníky, jimž dominují dva konkurenčně zdatné druhy trav, válečka skalní (*Brachpodium rupestre*) a sveřep vzpřímený (*Bromus erectus*), nektarodárné byliny prakticky chybějí a tomu odpovídá nulová květnatost. V r. 2021 jde o druhově bohatou, strukturně různorodou a extrémně květnatou louku s výskytem řady vzácných a/nebo zvláště chráněných rostlin. Pastevní rezervace Milovice, NPP Mladá, pastvina Traviny, 27. 8. 2015 a 7. 8. 2021. © Miloslav Jirků

dluhu a je jen otázkou času, kdy vlivem dalšího zarůstání zanikne. Také na dalších nepasených lokalitách v bývalém VVP Milovice byl zaznamenán jen zanedbatelný počet semenáčů. Porovnání výsledků z pasených a nepasených částí rezervace zároveň ukazuje, jak kontraproduktivní je vymezování nepasených ploch uvnitř pastvin z hlediska podpory vzácných taxonů rostlin. Zároveň je třeba pro zachování pozitivního trendu, který nastal po zavedení pastvy velkých kopytníků, zachovat dosavadní parametry pastevního managementu, tedy nízký počet zvířat na plochu (extenzivní pastva) a ponechávání nedopasků. Druhý požadavek je důsledkem skutečnosti, že hořec křížatý nesnáší kosení v jakékoliv fázi roku a případné neprodloužení výjimky z kosení nedopasků by tak mělo přímý negativní vliv na předmět ochrany. Mapování potvrdilo předpoklad, že bývalý VVP Milovice-Mladá hostí největší metapopulaci h. křížatého a m. hořcového Rebelova v ČR (Jiří Beneš, pers. comm.). Zdokumentován byl strmý nárůst populace, intenzivní reprodukce a šíření h. křížatého na pastvinách velkých kopytníků, a naopak stagnace, stárnutí populace a faktická absence reprodukce na nepasených plochách, stejně jako návrat hořce i modráska na plochy, kde byl hořec v období 2011–2019 téměř vyhuben intenzivní pastvou ovcí (Pozorovatelna). Na všech lokalitách byl zaznamenán nárůst počtu modráskem hořcovým okladených rostlin.

Zásadní je rovněž vliv velkých kopytníků na dřeviny, přičemž se v mnoha ohledech liší, jde-li o keře či stromy. Z křovin, na které dosáhnou pouze zdola, vytvářejí velcí kopytníci okusem spodních větví typické deštníkovité růstové formy. Nízké křoviny okusují kopytníci ze všech stran, tedy i shora, a vytvářejí z nich hustě zavětvené a silně otrněné „bonsaje“, tzv. pastevní růstové formy, ve kterých s oblibou hnízdí menší druhy ptáků, jelikož jsou zde jejich hnízda dobře chráněna před predátory. Ty dokážou zejména pratuři vytvořit i z vysokých jedinců křovin (např. slivoně myrobalánu) tak, že olámou všechny jejich kosterní větve a vlivem okusu kmenových výmladků z nich vytvoří opět bonsajovou růstovou formu. Koně a většinou ani zubři takto keře neolamují. Pokud jde o šíření dřevin, má přítomnost velkých kopytníků zásadní vliv na uchycování jejich semenáčů v dosud nezarostlých plochách, kde jejich likvidací výrazně brzdí jejich další šíření. V místech, kde byla pastva zavedena až po určité délce trvání sukcese a křoviny jsou zde již etablovány, nedokážou je velcí kopytníci sice zcela odstranit, ale drží jejich vzrůst ve stadiu bonsajové růstové formy a omezují jejich plošné zapojení. Zcela jiná situace je u stromů, jejichž semenáče a odrostky do věku kolem 25 let dokážou velcí kopytníci zcela zlikvidovat. Od věku cca 25 let jsou stromy na rozdíl od křovin vůči vlivu velkých kopytníků prakticky imunní.

3.3. Motýli

Hmyz je nejpočetnější skupinou organismů na naší planetě, takže nepřekvapí, že pastva prospívá mnoha druhům a skupinám (Obr. 18). Ze všech diskutovaných zástupců fauny existuje snad nejvíc argumentů o užitečnosti přirozené pastvy pro zástupce řádu motýlů (Lepidoptera). Přesto jde i v této skupině vesměs o argumenty nepřímé, odvozené ze studií a ochranářských projektů primárně zaměřených na jiné fenomény. Většina dobře propracovaných argumentů se týká tzv. denních motýlů – druhově nepočetné, ale dobře prozkoumané skupiny (viz Beneš et al. 2002). Z poslední doby však přibývá i argumentů pro mnohem početnější skupinu motýlů nočních (např. Pavlíková a Konvička 2012).

Je poměrně dobře známo, že prakticky žádní středoevropští denní motýli neobývají uzavřené lesy (Shreeve a Mason 1980). Už méně známo je, že ani vegetačně a strukturálně homogenní plochy nelesních stanovišť, byť třeba fytocenologicky „kvalitních“, zpravidla nehostí druhově příliš početnou diverzitu motýlů. Druhově nejbohatšími stanovišti jsou naopak části krajiny s bohatou a jemnozrnnou

stanovištní mozaikou, velkou denzitou různých ekotonů, lemů, přechodů mezi vegetačními jednotkami a vysokou frekvencí různě intenzivních, spíše však maloplošných disturbancí, následovaných sukcesními procesy. Nejvíce motýlů tudíž najdeme v oblastech „staré“, tradičně obhospodařované, nebo čerstvě opuštěné kulturní krajiny, do níž jednoznačně patří různorodá činnost hospodářských zvířat (Spitzer et al. 2009a, Dover et al. 2011). Srovnatelně bohatými stanovišti však jsou i lokality, kde činnost zvířat nahrazují jiné faktory – například předpolí těžeben minerálních surovin (Beneš et al. 2003), periferie sídel (Konvička a Kadlec 2011) nebo vojenské prostory (Čížek et al. 2013). Ekologicky to lze vysvětlit poměrně jednoduše. Většina druhů motýlů (ale i jiného hmyzu) využívá v různých fázích života a k různým aktivitám různorodé zdroje – např. larvální živnou rostlinu, nektar, výrazné orientační body pro párovací chování, osluněné plošky pro termoregulaci, úkryty k přečkání nepříznivého počasí, jiné typy úkrytů pro kuklení – a protože mobilita jedinců, a tudíž i možnost nalezení prostorově vzdálených zdrojů, jsou u hmyzu poměrně omezené, musí se tyto různé zdroje nacházet v relativně těsné blízkosti (Dennis et al. 2013). Čím různorodější bude lokalita, tím více bude hostit druhů. A čím jemnozrnnější bude mozaika různých podmínek na lokalitě, tím početnější budou jejich populace.

Ke zmíněnému poznání vedla poměrně dlouhá cesta, jejímiž pomyslnými milníky byla (a) zjištění, že řada druhů motýlů má specifičtější nároky než jejich živné rostliny a že často preferují živné rostliny nějakým způsobem stresované, rostoucí na extrémních stanovištích (např. Thomas a Simcox 2005); (b) objev, že většina charakteristicky lesních denních motýlů vyžaduje časté vznikání raně sukcesních ploch v lesích, v minulosti zajišťovaných historicky překonanými hospodářskými postupy (nízké a střední lesy, lesní pastva (Warren 1987, Freese et al. 2005, Konvička et al. 2008a)); (c) poznání, že péče o nelesní chráněná území nesmí jen napodobovat v minulosti praktikované hospodářské postupy, ale musí tak činit různorodě (Morris 2000, Konvička et al. 2012b); (d) odhalení velkého druhového bohatství přehlížených průmyslově či jinak narušených stanovišť (Tropek et al. 2010); (e) poznání klíčového významu krajinné heterogenity pro biodiverzitu (např. Švancarová et al. 2014); a konečně (f) selhání dobře míněných snah udržet motýlí diverzitu prostřednictvím sice relativně benigních, přesto však shora reglementovaných a centralizovaných „ekologických“ dotací do zemědělství a péče o krajinu (Dover et al. 2011). Postupně se rýsující obraz ukazoval, že evropská motýlí fauna je závislá na lidské činnosti, provozované ovšem technikami a v rozměrech 19. století, a otevíral palčivou otázku, jak by vypadala „přirozená“ stanoviště drtivé většiny evropských druhů, kde přirozenost chápeme jako úplnou absenci jakékoliv lidské činnosti v krajině.

Odpověď je nasnadě, jakmile si uvědomíme, že prakticky všechny dnešní druhy hmyzu jsou mnohem starší než holocenní vývoj středoevropské přírody. Hmyzí druhy polootevřených a současně různorodých stanovišť – tedy většina středoevropské bioty a prakticky všichni její ohrožení zástupci – tedy prodělaly svou evoluční historii v krajině ovlivňované velkými herbivory a do současnosti přežily jen díky udržení činnosti zvířat v krajině v rámci tradičního zemědělství. Prosazení přirozené pastvy tudíž představuje možná jedinou šanci, jak udržet bohatou motýlí faunu na větších krajinných celcích a bez nutnosti neustálých, finančně náročných technických opatření s nejistou dlouhodobou perspektivou. V závislosti na cílových lokalitách zajistí znovuobnovení přirozené pastvy stanovištní podmínky pro druhy světlých lesů (např. jasoň dymnivkový, hnědásek osikový, okáč jílkový), prakticky všechny druhy nelesních stanovišť, od druhů preferujících „zanedbanější“ vysokostébelnou až křovinatou fázi (např. modrásek ligrusový, okáč ovsový, ostruháček kapinicový) po druhy vyžadující časté disturbance (např. modrásek komonicový, okáč šedohnědý, soumračník skořicový). Zejména však přirozená pastva představuje perspektivu pro druhy, které vyžadují existenci jemné

disturbančně-sukcesní mozaiky na velkých plochách, a které tudíž neumíme efektivně chránit současnými „zahradnickými“ postupy. Právě ony jsou, nikoliv překvapivě, našimi nejohroženějšími motýly vůbec; stačí jmenovat okáče bělopásného (Novotný a Konvička 2010), okáče skalního (Kadlec et al. 2010) nebo perleťovce fialkového (Spitzer et al. 2009b a nepublikovaná data autorů).

V neposlední řadě stojí za zmínku, že byť plánované projekty přirozené pastvy nebudou mířeny na stanoviště všech uvedených druhů, budou mířeny do dosud nejbohatších motýlích lokalit, kde se některé zmíněné druhy donedávna vyskytovaly. Úspěšný management krajiny velkými herbivory tak může připravit pole pro budoucí reintrodukce některých motýlů, kteří dnes v ČR obývají poslední lokality (např. okáč skalní, hnědásek osikový, okáč šedohnědý aj.), případně již vyhynuli (z denních motýlů např. okáč hnědý, z nočních motýlů např. přástevník pryšcový).

Zkušenosti z České republiky přesvědčivě ukazují, že přirozená pastva je vhodným typem managementu podporujícím ohrožené denní motýly. Dosavadní výsledky monitoringu denních motýlů pastevní rezervace Milovice a přilehlých nepasených, resp. jinak udržovaných lokalit v rámci NPP Mladá, která pokrývá jádrové území bývalého VVP Milovice-Mladá, byly publikovány (Konvička et al. 2021). Výzkum byl od r. 2016 založen na standardním modelu 5 návštěv/rok v období květen–srpen, kdy byly stále stejným mapovatelem procházeny předem definované plochy (polygony) na všech třech hlavních bezlesích bývalého VVP. Zaznamenávány byly druhy a abundance imag motýlů spolu s hlavními charakteristikami prostředí včetně květnatosti, přítomnosti vzácných zdrojů (voda, plochy bez vegetace) apod. Výzkum ukázal nárůst populací druhů typických pro suché trávníky, které do doby zavedení pastvy velkých kopytníků vlivem zarůstání ubývaly. Důležité je, že se na pastviny vrátily některé druhy motýlů, které v oblasti před desítkami let vyhynuly, zejména otakárek ovocný a modrásek jetelový, zatímco u dalších vzácných druhů rostou populace i plošné rozšíření. Celkově se počty motýlů zaznamenaných v rámci monitorovacích polygonů na pastvinách zvýšily ze 4 592 jedinců r. 2016 na 12 506 jedinců r. 2021, tedy o 172 %.

U nejvzácnějšího motýla, modráska hořcového Rebelova, počty vzrostly dokonce o 1 700 %. Zatímco v roce 2016 bylo v rámci monitoringu zachyceno pouhých pět jedinců ve čtyřech mapovaných polygonech a druh v těchto místech balancoval na hraně přežití, v roce 2021 bylo pozorováno 90 jedinců ve 14 polygonech. Mapování hořce křížatého navíc ukázalo, že zatímco v r. 2016 bylo na různých místech bývalého VVP Milovice modráskem hořcovým okladeno 29–55 % hořců, r. 2021 to bylo 70–90 %. Výsledná studie srovnávala společenstva denních motýlů v bývalém VVP Milovice-Mladá těsně po ukončení činnosti armády v 90. letech, před zavedením pastvy velkých kopytníků (2009), a po jejím zavedení (2016–2019) spolu s kvantitativními daty z biologického monitoringu (2016–2019). Provedena byla korespondenční analýza pro ne/přítomnost druhů a kanonická korespondenční analýza pro monitoring 2016–2019. Výsledky obou ordinačních analýz byly srovnány s biologickými, klimatickými a ochranářskými charakteristikami zaznamenaných druhů motýlů. Analýzy ukázaly, že s koncem vojenské aktivity vyhynulo několik málo mobilních extremofilních druhů inklinujících k oceánskému klimatu, zatímco nově přišlo několik mobilních druhů preferujících teplé kontinentální klima. Plochy udržované přirozenou pastvou vesměs hostily vyšší druhovou pestrost a vyšší abundance motýlů. Zároveň nepasené plochy hostily více druhů a jedinců běžných velkých druhů s vývojem na hrubých trávách a keřích, zatímco pastviny hostily více menších druhů vyvíjejících se na nektarodárných bylinách menšího vzrůstu. Právě ve druhé kategorii se nachází většina vzácných druhů



Obr. 18. Milovice jsou nadregionálním centrem diverzity (hotspot) denních motýlů. Cenné jsou Milovice nejen vzhledem k výskytu ohrožených druhů, ale také druhů méně vzácných, avšak z běžné krajiny rychle ustupujících. Pro motýlí faunu jsou Milovice refugiem, z něhož se snad bude v budoucnu moci opět šířit do okolí. Díky své velikosti Milovice navíc umožňují existenci velkých populací, což je nezbytný předpoklad adaptace na měnící se podmínky nejen vlivem změn klimatu. Totéž se týká i jiných skupin organismů včetně opylovačů. Pestrá společenstva motýlů jsou vázána na rozsáhlá bezlesí a přechodová stanoviště, kde se bezlesí prolíná s navazujícími lesy. Taková mozaikovitá krajina v Milovicích vznikla díky absenci lidské činnosti, z téhož důvodu však po čase začala mizet. Bezlesí zarůstalo dřevinami a zmenšující se bezlesí ztrácela pestrost, mizely nektarodárné a hostitelské byliny, na kterých jsou motýli závislí. Žluťásek jižní (*Colias alfacariensis*, nahoře vlevo) je zranitelný druh vyžadující velké plochy stepních stanovišť s bohatými porosty jeho živné rostliny, čičorky pestré (viz obr. 4 dole – koberce narůžověle kvetoucích bylin). Téměř ohrožená vřetenuška čičorková (*Zygaena ephialtes*, nahoře vpravo) je vázána na stejný biotop a hostitelskou rostlinu. Obnovené stepní biotopy postupně osidlují v minulosti vyhynulé druhy. Od r. 2019 je zpět modrásek jetelový (*Polyommatus bellargus*, uprostřed vlevo), který zde byl naposled zaznamenán r. 1967 (© Martin Hrouzek). Bytostně závislý je na pastvě nejvýznamnější a nejvzácnější z místních motýlů, ohrožený modrásek hořcový (*Phengaris alcon f. Rebeli*, uprostřed vpravo), jehož největší populaci v naší zemi hostí právě Milovice. Otakárek ovocný (*Iphiclides podalirius*, dole vlevo) z Milovic v 80. letech vymizel, aby se po 25 letech r. 2005 vrátil. Vyžaduje osluněné, velmi husté keře slivoní a hlohů, na nichž se skrytě, chráněny hustými otrněnými větvičkami, vyvíjejí jeho housenky. Přesně takové pastevní růstové formy dřevin vznikají okusem velkými kopytníky, a na pastvinách je proto běžný. Perleťovec stříbropásek (*Argynnis paphia*, dole vpravo) je velký nápadný motýl vyvíjející se na osluněných trsech violek. Vše kromě modráska jetelového foceno v pastevní rezervaci Milovice. © Michal Köpping, není-li uvedeno jinak

motýlů, a dosavadní vývoj pastvin je tedy z hlediska vývoje společenstva denních motýlů objektivně přínosný.

Tématem, které se do výše citovaného článku nedostalo, avšak zasluhuje zvláštní pozornost, je skutečnost, že z 99 historicky doložených druhů denních motýlů a vřetenušek v Milovicích, resp. mapovacím čtverci 5 755, během období aktivního vojenského výcviku 1904–1989 vyhynulo 21 druhů (21 %) a dalších 15 druhů (15 %) krátce poté v letech devadesátých až nultých, tedy dlouho před zavedením pastevního managementu. Oproti tomu po roce 2010 nejenže žádný druh nevyhynul, ale minimálně jeden vyhynulý se od r. 2019 prokazatelně vrací (modrásek jetelový) a u dalších vzácných druhů na lokalitě stoupá jak rozsah rozšíření, tak jejich početnost (modrásek hořcový Rebelův, otakárek ovocný, soumračník skořicový). Extinkce po odchodu armády jsou vesměs vysvětlovány ukončením disturbančního režimu, který vedl k zániku specifických biotopů, např. rozsáhlých ploch bez vegetace.

Příčinou extinkcí více než pětiny (sic) zdejších denních motýlů během aktivní vojenské činnosti mohly být u některých druhů přirozené změny areálu výskytu, k nimž občas dochází, či náhodné jevy, u většiny však nevíme. Nabízí se ale prosté vysvětlení, že „vojenské disturbance“, které jsou dnes často prezentovány jako ideální ochranářský management, zkrátka nevyhovovaly všem přítomným druhům.

3.4. Brouci a jiný hmyz

Pastva prospívá tvorům koprofilním, tedy chrobákům, chrobáčkům, hnojníkům, množství much a dalším, kteří ke svému životu potřebují pravidelný přísun čerstvého trusu a zároveň jsou nezbytní k jeho rychlému odstranění z pastvin. Útlum pastvy v ČR ve 2. pol. 20. stol. znamenal dramatický pokles až vymizení mnoha koprofágních druhů.

Dnes se pastva do krajiny vrací, ovšem z tohoto návratu bohužel neprofitují zdaleka všechny druhy, které její pokles postihl. Pastva se totiž vrátila prakticky jen do vyšších a středních poloh, zatímco nejvyšší diverzitu koprofilů, tak jako ostatně všeho hmyzu, najdeme v nížinách. Tam jsou sice pasena mnohá chráněná území, jenže zvířata bývají převážena z jedné rezervace do druhé, a na místě tak pobývají jen občas a krátce. Většina koprofilů ale potřebuje přísun trusu buď trvalý, nebo v přesně danou část sezony, přičemž obojího lze docílit jedině časovou kontinuitou pastvy. Právě tuto zásadní podmínku občasné (managementové) přepasení nesplňuje.

Trus přitom v krajině není jen odpad, ale je klíčovou součástí koloběhu a (re)distribuce živin v pastevních ekosystémech, zadržování vody v krajině, sekvestrace uhlíku v půdě i zdrojem biodiverzity. Každá hromádka trusu je velmi komplexním mikroekosystémem osídleným překvapivě bohatým společenstvem obligátně či fakultativně koprofilních organismů od specializovaných hub, hlístic, roztočů a hmyzu po živočichy využívající jej v jeho vyschlé a pro obligátní koprofily prakticky nevyužitelné formě (mravenci, rovnokřídlí aj.).

Koprofágní brouci jsou funkčně nejdůležitější komponentou koprospolečenstva z hlediska odstraňování trusu z povrchu půdy. Pakliže je přítomno druhově pestré a funkčně saturované společenstvo chrobáků, zapracují trus během několika dní decimetry hluboko do půdy. S trusem chrobáci odstraňují vývojová stadia parazitů, živný substrát obtížných much, zpřístupňují živiny v něm obsažené rhizosféře, čímž zvyšují sekvestraci uhlíku, a svými chodbami zlepšují infiltrační kapacitu půdy i schopnost krajiny jako celku zadržovat vodu.

V neposlední řadě je trus obsahující semena disperzním médiem pro (endozoochorní) šíření rostlin, jejichž semenáčky s přídavkem hnojiva ochotně klíčí na místech vzdálených od mateřských rostlin (Obr. 66).

Poněkud opomíjenou, avšak z hlediska biodiverzity zásadní skutečností je, že v konvenčních chovech domácích zvířat koprofilní organismy ohrožuje také veterinární péče. Je tomu tak z důvodu časté aplikace antiparazitik. Antiparazitika jsou vesměs toxické látky, na něž se vztahují ochranné lhůty, takže např. maso či mléko ošetřených zvířat nelze zpravidla několik dnů až týdnů po jejich aplikaci konzumovat. Koncentrace jejich reziduí zůstává v trusu přes 45 dní (delší experimenty neproběhly) na úrovni, která je prokazatelně pro některé koprofágní taxony hmyzu toxická. Je prokázáno, že zejména používání přípravků na bázi neurotoxické účinné látky ivermectin dokáže zlikvidovat celá koprofilní společenstva. Ivermectin navíc podle některých studií funguje pro některé brouky jako akraktant, pro jejichž larvy pak výkaly představují toxickou past, z níž není úniku (např. Beynon et al. 2012, Sutton et al. 2014). Zavedení z podstaty extenzivních polodivokých chovů velkých kopytníků bez nutnosti pravidelné aplikace antiparazitik a jiných medikací tak prospěje těmto společenstvům kdekoli, zejména v nižších polohách.

Pastviny velkých kopytníků nezatížené toxickými rezidui veterinárních léčiv jsou tak velkou příležitostí pro obnovení miliony let kalibrovaného recyklačního systému i rehabilitaci ekology neprávem opomíjené fekální materie. Bohužel právě chrobáci jsou citliví na výše zmíněná rezidua (nejen pro ně) toxických antiparazitik a z evropské krajiny mizí. Není proto náhodou, že 61 ze 101 druhů našich koprofágních brouků je ohrožených či vyhynulých!

Další pozitivní vlivy pastvy už jsou méně zjevné. Především pastva – není-li příliš intenzivní – vytváří a udržuje diverzifikovanou strukturu vegetace. Zatímco seč vytváří jednolité, husté trávníky, výsledkem extenzivní pastvy může být na jedné straně jemná mozaika solitérních stromů, křovin, dlouhostébelné vegetace, krátkostébelných trávníků s bodláky a diviznami i zcela holých ploch bez vegetace. Tak pestrá struktura vegetace/prostředí samozřejmě umožňuje přežít podstatně většímu spektru hmyzích druhů.

Zejména krátkostébelné trávníky s nezapojeným drnem a ploškami holé půdy, které velká zvířata svou činností udržují, patří v krajině dneška k těm nejvzácnějším stanovištím. Přitom je na ně vázáno nezměrné bohatství hmyzu od samotářských včel, hrabalek a dalších blanokřídlých přes plejádu motýlů a brouků, například majek (Obr. 19), svižníků, ale také mnohých střevlíků, potemníků, mandelinek a nosatců až po saranče nebo třeba škvora velkého (Konvička et al. 2005).

Další významný, a přitom spíše nečekaný přínos pastvy spočívá v podpoře mnoha ohrožených organismů vázaných na mrtvé dřevo. Zvířata mohou stromy poškodit, někdy natolik, že je zabijí. Tím zajišťují vznik dutin a zpřístupňují dřevo organismům, které v něm žijí. Nikoliv náhodou najdeme v Evropě nejmohutnější a nejstarší stromy právě na pastvinách a v pastevních lesích (viz Obr. 37). Pastva totiž udržuje rozvolněný zápoj korun, a tak staré oslabené stromy, které jsou domovem mnoha ohrožených organismů, zbavuje nejhorší konkurence, tedy jiných stromů.

Stromy mimo zápoj nemusí soupeřit s ostatními, jsou proto nižší, mohutnější, a tedy stabilnější. Zároveň mají bohatou korunu, která umožňuje dlouho kompenzovat pokles vitality nebo občasná zranění. Z těchto důvodů se dožívají vyššího věku než stromy v zapojeném lese (Read 1996). A protože mnoho organismů k životu vyžaduje dřevo osluněné, jsou solitérní stromy schopny hostit



Obr. 19. Mezi skupiny brouků, pro které vytváří přirozená pastva velkých býložravců ideální podmínky, patří i jedovaté majky. Na obrázku majka fialová (*Meloe violaceus)*. Dospělí jedinci se vyskytují nejčastěji od března do května na teplých loukách, kde vyhledávají plochy holé půdy, jako jsou stezky, prachová koupaliště zvířat, v nouzi i krtiny. V průběhu svého životního cyklu potřebují majky květnaté louky, kde žijí jejich hostitelské samotářské včely, ale také teplé nízké trávníky s dostatkem holé půdy, kde se vyhřívají a páří dospělci. Pastevní rezervace Milovice. © Michal Köpping

podstatně bohatší spektrum organismů vázaných na mrtvé dřevo. To platí pro většinu krasců a tesaříků, ale také roháče, páchníky, zlatohlávky a mnoho dalších skupin (Konvička et al. 2004). Zvířata zároveň také spásají nízké větve a pod stromy se hodně zdržují, takže vegetaci pod nimi prakticky zlikvidují. Tím obnaží patu stromu, a ještě ho močí a trusem přihnojí. Zároveň jsou osluněné kořenové náběhy domovem mnoha ohrožených či u nás již vyhynulých druhů brouků (Konvička et al. 2005).

Velmi zajímavým a výrazným, avšak v našich podmínkách málo známým fenoménem pastevní krajiny jsou luční mraveniště. Tento fenomén zůstává v české literatuře v podstatě neznámý (z nemnoha tuzemských pramenů viz Kovář 2012, z něhož je přejata část informací níže). Několik druhů lučních mravenců, zejména mravenec žlutý (*Lasius flavus*) a mravenec drnový (*Tetramorium caespitum*) buduje několik decimetrů vysoká mraveniště, kterými částečně prorůstá vegetace.

Pastvou jsou tato mraveniště vysvobozena z vysoké trávy a exponována, takže louka je ve výsledku poseta množstvím různě velkých kopečků. Mraveniště jsou vyvýšená, a tedy relativně sušší a déle osluněná, složená z částeček hlíny. Mraveniště se také od okolního terénu výrazně liší fyzikálními a chemickými vlastnostmi substrátu. Proto na nich rostou odlišné druhy rostlin než v okolí. I na vlhkých stanovištích na mraveništích běžně rostou suchomilné byliny, které by jinak v okolním hustém trávníku nepřežily, např. mateřídoušky (Obr. 68), třezalky apod., pro něž jsou typické tzv. nanismy, tj. vytváření vzrůstem malých jedinců. Mraveniště, která jsou díky svému konvexnímu tvaru na rozdíl od svého okolí intenzivně zahřívána i zapadajícím a vycházejícím sluncem, vytvářejí relativně sušší a

teplejší mikrostanoviště a významně zvyšují heterogenitu povrchu jinak jednotvárných luk. Velké druhy lučních mravenců, např. mravenec luční neboli trávní (*Formica pratensis*), navíc rozlišují semena dřevin od semen bylin, kterými se živí. Přímé oslunění hnízdní kupy je pro fungování mraveniště otázkou existence, dělnice proto odnášejí semena dřevin několik metrů (6–10 m) od hnízda, čímž aktivně zabraňují jeho zarůstání růžemi, akátem a jinými dřevinami.

Mraveniště jsou využívána ke slunění např. sarančaty a lze předpokládat, že různým způsobem je umí využít i řada dalších živočichů (slunění či kladení ještěrek, pozorovací stanoviště pro menší ptáky apod.). Ve vysoké trávě neudržovaných luk jsou tato mraveniště schovaná a sekáním jsou snadno zlikvidována, proto se s nimi na našich, byť i jen občas sečených loukách, nesetkáme. Extenzivní pastva má velký potenciál tato zvláštní stanoviště na naše pastviny vrátit. Do budoucna se proto s lučními mraveništi počítá jako s jedním z fenoménů, jehož dynamika a vliv na okolní biotu bude potřeba systematicky sledovat.

3.5. Vodní a mokřadní biota

Vzhledem k odlišnému prostředí, které obývají, se na první pohled mohou interakce mezi velkými kopytníky a vodní biotou zdát omezené. Minimálně jeden velmi důležitý styčný bod zde však je – spásání rákosin, resp. vytváření a udržování strukturně různorodé a prosluněné litorální zóny (Obr. 20). Velcí kopytníci s oblibou spásají rákosiny. Zejména koním rákos vyloženě chutná a neváhají se kvůli němu pást ve vodě (Obr. 21), přičemž od břehu se při pastvě pouštějí jen do takové vzdálenosti/hloubky, kde si jen mírně smáčí břicho a zároveň se ještě příliš neboří do bahna na dně (většinou do hloubky vody cca 50 cm). I v živinami bohatých mezotrofních a eutrofních vodách, kde by jinak jednolité husté rákosiny pokrývaly břehy s přilehlou souší i mělčiny do hloubky kolem 1 m, vzniká spásáním příbřežních rákosin i několik metrů široký pás teplých prosluněných mělčin (litorálu) s bohatými porosty vodních a mokřadních rostlin (Obr. 3). Teprve na takto vypasenou příbřežní zónu navazují dále od břehu souvislé rákosiny. Do těch se však kopytníci kvůli hluboké vrstvě bahna dostanou jen výjimečně i během dlouhodobějších letních poklesů hladiny, takže vlastní rákosiny dále od břehu jsou pastvou ovlivněny maximálně periodicky v několikaletých intervalech. Možná trochu překvapivě tak mohou být pastvou ve stadiu rané sukcese udržována i litorální společenstva, v nichž se díky absenci nebo výraznému potlačení či rozvolnění rákosu prosazují konkurenčně slabší druhy rostlin, z nichž mnohé patří mezi ustupující a vzácné. I samotný, biologicky tolik významný biotop strukturně a floristicky pestrého prosluněného litorálu s bohatými porosty vodních makrofyt je stále vzácnější a trvale ustupuje. Jakkoliv se to může zdát vzhledem k četnosti rybníků a vodních toků v naší krajině nepochopitelné, je tomu tak zejména vlivem intenzivního rybničního hospodaření s jeho často nevhodnými úpravami příbřežních zón (strmé břehy, absence mělčin) a dna (celkové vyhrnování sedimentů), vodohospodářských postupů (vypouštění rybníků během vegetační sezony, během rozmnožování obojživelníků apod.), chronického přerybňování a přehnojování rybníků, příp. splachů živin z povodí (eutrofizace). Analogické fenomény dlouhodobě negativně ovlivňují také naše vodní toky. Právě tyto faktory nutně vedou k dominanci zapojených rákosin v podstatě ve všech rybničních soustavách, starých říčních ramenech apod.

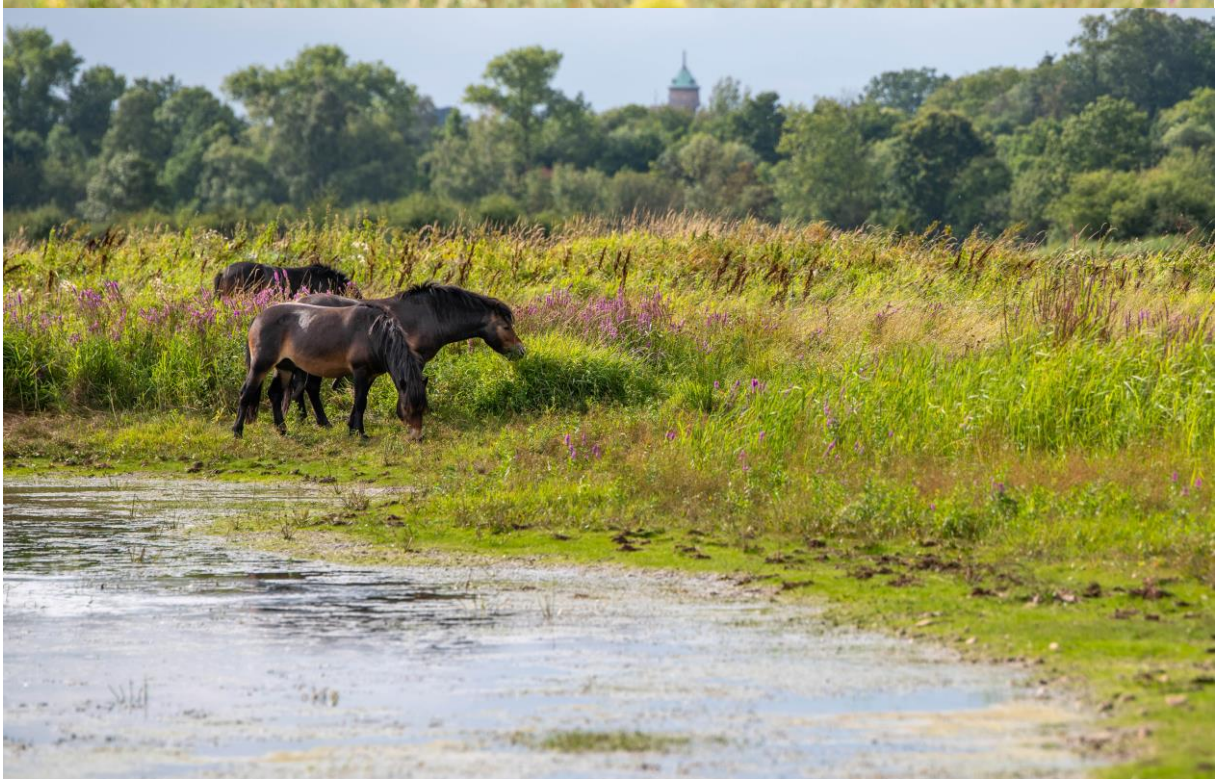
Právě prosluněné, strukturně a biologicky pestré mělčiny s vodními makrofyty vyžaduje řada ryb jako trdliště ke tření a následně bezpečný vývoj potěru a mladých věkových kategorií mimo dosah velkých dravých ryb, od nichž je navíc dělí zóna hustých rákosin dále od břehu. Potenciální pozitivní vliv pastvy velkých kopytníků na ryby je tedy zjevný. Samozřejmě tento typ biotopu z podobných důvodů vyhovuje kromě rostlin a ryb i nepřebernému množství vodních bezobratlých a existenčně je na něj



Obr. 20. Zarůstání hustými rákosinami je velký problém řady našich mokřadních lokalit. Velcí kopytníci, zejména koně, ochotně spásají mělčiny vodních ploch. I v úživných eutrofních vodách tak velmi účinně regulují růst rákosu a orobinců, čímž podél břehové linie vytvářejí a udržují několik metrů široký pás prosluněných mělčin. Právě na prosluněný litorál s vodními makrofyty jsou vázána pestrá společenstva, včetně řady vzácných rostlin a živočichů. Do větších hloubek a příliš bahnitých míst se zvířata nepouštějí, takže rákosiny, potažmo hnízdiště rákosinových ptáků, dále od břehu a v příliš rozbahněných úsecích břehů zůstávají zachovány. Nahoře: Oostvaardresplassen, Nizozemsko. 25. 4. 2010. © Miloslav Jirků, dole: Noordhollands Duinreservaat (exmoorský pony + polodivoký skot), Nizozemsko. © Stan Schaap / http://stanschaap.com







← **Obr. 21.** (předchozí strana) Přirozená pastva velkých kopytníků je na základě zahraničních i tuzemských zkušeností ideálním nástrojem péče o mokřady. První mokřadní pastevní rezervace v ČR jsou od r. 2018 a 2019 nestátní ornitologické rezervace Ptačí park Josefovské louky u Jaroměře České společnosti ornitologické (dole) a Kozmické ptačí louky na Opavsku firmy Semix Opava. V Josefově i Kozmicích se přirozená pastva osvědčila jako ideální způsob péče, který vyřešil management jinak těžko zvladatelné trvale bující mokřadní vegetace a zároveň zvýšil atraktivitu lokalit pro avifaunu i veřejnost. Zejména bahňáci oceňují vzniklou mozaiku krátkostébelných, pastvou udržovaných, vlhkých trávníků s bohatými zdroji potravy střídajícími se s ostrůvky vyšší vegetace poskytujícími úkrytová refugia, které plynule přecházejí v litorál vodních ploch. Pobřežní porosty orobince a jiných vodních makrofyt jsou spásány také v lokalitách Plachta v Hradci Králové (nahoře, 17. 8. 20219 © Blanka Mikátová), Noordhollands Duinreservaat (uprostřed, exmoorský kůň, Nizozemsko © Stan Schaap / http://stanschaap.com) a Ptačí park Josefovské louky (dole). © Vojtěch Lukáš.

vázána většina evropských obojživelníků. V našich vodních tělesech obojživelníci často jen přežívají na okraji svých ekologických možností, kdesi na rozhraní hustých neobyvatelných rákosin, jednotvárných nestrukturovaných břehů a přehnojených hlubších vod bez vegetace, kde na ně navíc čeká hladová rybí osádka, jež dokáže při standardně naddimenzovaných stavech v libovolném vodním tělese kompletně zlikvidovat jejich vajíčka i larvy. Jak naznačují vlastní pozorování autorů z jižní Evropy, někteří obojživelníci mohou profitovat také z existence rozšlapaných úseků zamokřených míst. Například migrujícím kuňkám umožňuje voda prosakující do velkých stop (dobytka) využívat, přinejmenším dočasně, i zamokřené lokality, na nichž jinak chybí jakékoliv vodní plochy.

3.6. Periodické tůně

Periodické tůně suchých stanovišť jsou biotopem vzácných korýšů, velkých lupenonožců (Branchiopoda), vázaných na tato extrémní stanoviště. Dlouhodobá existence periodických tůní na suchých stanovištích (mimo aluvia řek) je přímo závislá na trvalých disturbancích, které zamezují jejich zarůstání vegetací a spolu s vysychavostí neumožňují rozvoj mokřadních společenstev. Výsledkem jsou efemérní vodní tělesa prostá vodních predátorů a konkurentů, což jsou další předpoklady přítomnosti velkých lupenonožců. Periodické tůně z naší krajiny dlouhodobě mizí vlivem změn hospodaření, chemizací i jejich záměrnou či nezáměrnou fyzickou likvidací zavážením, zalesňováním či odvodňováním. Periodické tůně jsou ohroženy rovněž přirozenými procesy, konkrétně sukcesí (zarůstáním), v jejímž důsledku tyto biotopy v případě absence disturbancí rychle zanikají, zpravila v horizontu nižších jednotek let (Obr. 22). To vše je důvodem obecné vzácnosti všech našich velkých lupenonožců, jejichž velká část je chráněna zákonem. Donedávna byly za jediný způsob péče garantující dlouhodobé fungování periodických tůní suchých stanovišť považovány intenzivní antropogenní disturbance, zejména pojezdy techniky, ať již vojenské/offroadové či zemědělské v případě polních rozlivů a mokřadů (Merta et al. 2016). Z biologického hlediska je přitom zjevné, že v preindustriální, příp. preneolitické minulosti musely periodické tůně udržovat jiné mechanismy. Tuzemská praxe přirozené pastvy velkých kopytníků jasně dokazuje, že právě činnost megafauny byla v suchých stanovištích mimo aluvia řek nejpravděpodobnějším přírodním faktorem, který existenci periodických tůní umožňoval. V rámci pastevní rezervace Milovice (NPP Mladá) jsou od r. 2015 periodické tůně a kaluže s výskytem velkých lupenonožců udržovány výhradně činností velkých kopytníků bez jakékoliv další dodatkové péče. Ve všech případech jde o nebeské tůně plněné pouze srážkovou vodou. Jak zásadní je pro dlouhodobou existenci periodických tůní vliv velkých kopytníků, ukázalo mj. ohrazení dvou tůní elektrickým ohradníkem. Motivací bylo zamezení přístupu napájení velkých kopytníků, aby si dostatečně dlouho udržely vodu a mohl proběhnout larvální vývoj obojživelníků (ropucha zelená, *Bufotes viridis*, a skokan štíhlý, *Rana dalmatina*). Tůně byly vytvořeny v prosinci 2015 a ohrazeny ve zcela naplněném stavu na jaře 2016. Potvrdil se předpoklad, že velcí kopytníci odběrem vody z okolních tůní přispívali v průběhu vegetační sezony k jejich opakovanému



Obr. 22. Dlouhodobá existence periodických tůní mimo aluvia řek je podmíněna disturbancemi ze strany velkých zvířat. Velkými kopytníky trvale exponované periodické tůně (nahoře) si celoročně udržují schopnost jímat vodu. Naopak tůně, k nimž velcí kopytníci ztratí přístup (dole), již po jednom roce vlivem sukcese zanikají, i když jsou paseny v období vegetačního klidu. V pastevní rezervaci Milovice jsou bagrem vytvořené periodické tůně udržovány výhradně činností velkých kopytníků bez jakýchkoliv dalších zásahů. Pravidelně se zde vyskytují dva druhy ohrožených velkých lupenonohých korýšů, listonoh letní (*Triops cancriformis*) a žábronožka letní (*Branchipus schaefferi*), sporadicky i žábronožka sněžní (*Eubranchipus grubii*). Pastevní rezervace Milovice, Traviny-západ, NPP Mladá. Oba snímky 12. 8. 2017. © Miloslav Jirků



Obr. 23. Velcí kopytníci využívají kalné periodické tůně jako napajedla i v případě, že mají k dispozici trvalá napajedla s čirou vodou. Koně i tuři navštěvují tůně denně. Sešlapem a přepásáním zajišťují disturbanční režim, který dlouhodobě udržuje tůně funkční. Díky činnosti velkých kopytníků v periodických tůních bez zásahu člověka či těžké techniky prosperují specializované organismy včetně vzácné starobylé skupiny korýšů, velkých lupenonožců (např. listonoha letního, *Triops cancriformis*, dole), jejichž vajíčka kopytníci navíc na kopytech spolu s bahnem roznášejí po krajině. Obohacení vody močí turů (koně do vody nemočí) podporuje růst řas a mikrobiálních filmů, kterými se lupenonožci živí. Pastvina Traviny-západ, pastevní rezervace Milovice, NPP Mladá. © Robert Marc Lehmann (nahoře), © Miloslav Jirků (dole)

vysychání, načež byly po deštích opakovaně oživeny žábronožkami i listonohy. Naopak ohrazené tůně udržely vodu do konce léta, lupenonožci se v nich objevili jen krátce na začátku sezony a obojživelníci v nich dokončili vývoj. Během vegetačního klidu na podzim 2016 až předjaří 2017 byl ohradník odstraněn a obě tůně kopytníkům zpřístupněny. Na jaře 2017 byly tůně opět ohrazeny, ale voda se v nich za celou vegetační sezonu ani jednou neudržela a krátce po každém dešti zmizela. Rok 2017 byl přitom mimořádně deštivý, takže okolní tůně byly v tomto roce zcela nezvykle po většinu sezony naplněny, vystřídalo se v nich několik generací velkých lupenonožců a v některých prodělaly úspěšný vývoj oba přítomné druhy obojživelníků (viz Obr. 23). Obě ohrazené tůně zjevně vlivem zarůstání ztratily schopnost jímat vodu, která se patrně kapilárně ztrácela do podloží podél kořenů.

V půlce srpna 2017 byl ohradník odstraněn, jelikož ohrazení bezvodých tůní postrádalo smysl. Ostrůvek bujné bylinné vegetace porůstající dříve ohrazené, nyní suché tůně velké kopytníky přitahovala, došlo k jejich intenzivnímu vypasení a rozšlapání. Schopnost tůní jímat vodu tím byla okamžitě obnovena, jelikož obě se po prvním vydatném dešti již v první dekádě září naplnily. Na základě uvedených pozorování již nebylo k ohrazování přistoupeno a všechny tůně bez jakýchkoliv dalších zásahů fungují, byť obojživelníci v nich zvládají dokončit vývoj jen ve srážkově vyrovnaných či nadprůměrných letech, přibližně každou 3.–4. sezonu (Jirků, pers. obs.). Periodické tůně tak lze jednoznačně zařadit mezi stanoviště, kterým činnost velkých kopytníků nejen prospívá, ale je prokazatelně jedním ze zásadních faktorů podmiňujících jejich dlouhodobou existenci.

3.7. Ptáci

Ptáky lze dle charakteru vazby na velké býložravce rozdělit do několika skupin. První skupina i) loví hmyz a malé obratlovce vyplašené pohybem velkých zvířat, z jejichž hřbetu někdy i patroluje. Typickým představitelem této skupiny ptáků je volavka rusohlavá rozšířená v jihozápadní a jižní Evropě. V severnějších oblastech se podobným způsobem chovají i jiné volavky a někteří pěvci, např. konipas bílý a špaček obecný (Obr. 24a, video viz Semix 2021a). Které další druhy by se takto chovaly v našich podmínkách, nevíme, neboť na dnes dominujících intenzivních pastvinách zvířata zpravidla nemají co plašit a ptáci důvod je doprovázet.

Další druhy ptáků ii) ze zvířat pravidelně obírají nutričně hodnotná klíšťata a jiné ektoparazity, případně šupinky odumřelé pokožky apod. V Evropě se tak chovají někteří krkavcovití, např. straky, a pěvci, např. sýkory (Obr. 24b), v teplejších oblastech i volavka rusohlavá.

Velkou a různorodou skupinu představují ptáci, kteří iii) vybírají hmyz z trusu velkých zvířat, v němž žijí komplexní společenstva koprofilního hmyzu a jiných bezobratlých. Kromě nekorunovaného krále této ekologické skupiny, dudka chocholatého, sem patří široké spektrum jinak nepříbuzných a ekologicky odlišných ptáků, zejména různí bahňáci, brodiví a různí pěvci, např. konipasové (odtud jejich jméno), lindušky, špačci a mnoho dalších. Podobně silný dopad, jaký mělo a má plošné používání antiparazitik na společenstva koprofilního hmyzu (zejména koprofágních brouků), má bohužel také na ptactvo, které se koprofilním hmyzem živí. Tato potravně-ekologická skupina ptáků byla výrazně zasažena vymizením extenzivní pastvy a následnou plošnou medikací dobytka. Došlo k plošnému kolapsu koprofilních společenstev a fenomén vybírání hmyzu z trusu u ptáků střední Evropy na desítky let v podstatě vymizel. Většina ptáků proto využívá jiné zdroje potravy. Druhy na sběr koprofágního hmyzu do značné míry specializované výrazně ustoupily, právě to byl osud dříve zřejmě běžného dudka, jehož ústup byl přímým důsledkem zániku přírodě blízké extenzivní pastvy (jistě mu nepomohl ani plošný úbytek starých doupných stromů). Kolaps koprofilních společenstev je

důvodem, proč ani zdánlivě všudypřítomný (potenciální) zdroj, v tomto případě toxický trus dobytka na intenzivních pastvinách, nemusí být pro ptáky využitelný. Proto na pastvinách hospodářských zvířat uvidíme kolem trusu nejvýše drobné pěvce, např. konipasy, kterým stačí několik málo druhů malých koprofágních brouků, jež přežívají i na intenzivních pastvinách (např. někteří hnojníci). Velkým kopytníkům nejsou v režimu přirozené pastvy antiparazitika podávána, v pastevních rezervacích se rychle obnovují koprofilní společenstva a lze předpokládat, že avifauna časem opět začne trus jako zdroj potravy využívat.

Poněkud odlišně jsou s velkými kopytníky asociovány některé velké, na pastvu do značné míry specializované druhy ptáků živící se čerstvě vyrostlou travní biomasou. Na lokalitách udržovaných velkými zvířaty je mladé travní vegetace dostatek, proto se, mnohdy masově, iv) býložravé druhy ptáků pasou ve společnosti koní a skotu. V Evropě jsou typickými představiteli této skupiny husy a bernešky. Redukce stařiny pastvou velkých zvířat a vznik rozsáhlých ploch krátkostébelných čerstvých trávníků by i u nás mohlo husám „zpřístupnit“ nové, dosud zarůstající mokřadní lokality. Dlouhodobě tento předpoklad potvrzují zkušenosti ze západoevropských pastevních rezervací. Některé rozsáhlejší pastevní rezervace v Nizozemsku se po pastvě velkých kopytníků staly regionálními centry výskytu hus a bernešek. Například na pastvinách Oostvaardersplassen se každoročně objevuje kolem 10 tisíc hus a podobný počet bernešek.

Poměrně širokou skupinu představují též v) obligátní (supi, krkavci aj.) i příležitostní (např. orli, různí pěvci, krkavcovití) mrchožrouti. Ti nejspecializovanější, supi, jsou kvůli své naprosté závislosti na mršinách, a tedy velkých zvířatech, nejohroženější. Ačkoliv v minulých stoletích žili i ve střední Evropě, jsou dnes supi omezeni na jižní Evropu, kde v některých oblastech přežívají hlavně díky pravidelnému přikrmování. Jak ukazují občasné zálety do severnějších oblastí, podnikají supi potulky mimo svůj současný areál, takže v případě pravidelného výskytu kadáverů velkých zvířat by mohlo dojít ke znovuosídlení oblastí, z nichž supi vymizeli. Kadávery v krajině by podpořily také populace některých, oportunních mrchožroutů nejen z řad dravců. Například orel mořský se v případě jejich dostupnosti na mršiny do značné míry zaměřuje, ty pak mohou tvořit podstatnou část jeho potravy.

Zdaleka nejširší je spektrum ptáků, kterým vyhovuje pestrá mozaikovitá struktura a vegetace extenzivně pastevní krajiny (dříve i zemědělské). Právě těmto druhům přirozená pastva nutně prospívá, zejména v nížinách. Platí to o velké části západopalearktické avifauny. Právě ústup až zánik extenzivních zemědělských postupů je jedním z hlavních důvodů, proč řada ještě v první polovině 20. stol. běžných druhů po 2. světové válce výrazně ustoupila (křepelky, koroptve, ťuhýci, dravci a mnoho dalších). Mnohé náročnější druhy, potravní specialisté na velký hmyz s velkými prostorovými nároky, z velké části původního areálu výskytu zcela vymizely. Příkladem jsou mandelík hajní a drop velký, jejichž areál výrazně ustoupil na mírněji postižený jih a východ Evropy (Panonie, Balkán, Iberský poloostrov).

Specifická společenstva ptáků podporuje pastva velkých kopytníků v mokřadech. Na pastevní mokřady je vázána řada druhů ptáků, některé tak úzce, že po zániku těchto biotopů vymizely. Typickým představitelem je kriticky ohrožená koliha velká. I tento u nás prakticky vymizelý druh dokáže, v pro něj jinak nehostinné krajině, nacházet i maloplošné pastevní mokřady. Tak kolihy velké objevily soukromou pastevní ptačí rezervaci Kozmické louky na Opavsku, kde se objevují každoročně na tahu koncem léta v počtu až kolem 30 jedinců (video viz Semix 2021b). Zkušenosti z Ptačího parku Josefovské louky u Jaroměře a Kozmických luk ukazují, že pastva pomohla zlepšit podmínky pro řadu



Obr. 24a. Kromě toho, že jsou pastviny samy o sobě dobrými lovišti, je u ptáků rozšířené chytání kořisti vyplašené pastvou a pohybem velkých kopytníků, z jejichž hřbetu někdy i patrolují. Takto jsou s velkými zvířaty asociováni četní brodiví, např. volavky (nahoře), a pěvci, zejména špaček obecný (*Sturnus vulgaris*, dole). Nahoře Noordhollands Duinreservaat (Exmoorský pony + polodivoký skot), Nizozemsko. © Stan Schaap / http://stanschaap.com. Dole pastevní rezervace Milovice. © David Dirga



Obr. 24b. Ptáci se rychle naučí přítomnosti velkých býložravců využívat. Nizozemské straky zubry zcela jistě nikdy nepotkaly, po jejich vysazení však rychle zjistily, že jejich srst ukrývá nutričně hodnotná klíšťata. Podobně začaly v Milovicích již první sezonu velké kopytníky využívat sýkory, které v jejich srsti v zimním období hledají cokoliv poživatelného, pravděpodobně ektoparazity a šupinky mrtvé pokožky. Nahoře rezervace Kraansvlak, NP Zuid-Kennemerland, Nizozemsko. © Ruud Maaskant, PWN. Dole NPP Mladá (Milovice). © Michal Köpping



Obr. 25. Někteří ptáci včetně bahňáků nemají problém úspěšně vyhnízdit na velkými kopytníky frekventovaných místech. Lze se domnívat, že právě častá přítomnost kopytníků je pro hnízdící ptáky výhodná např. tím, že odrazuje potenciální predátory. Nahoře hnízdo čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) v bezprostřední blízkosti prachové koupele. Dole hnízdo na okraji dlouhodobě intenzivně paseného litorálu. Tento pár čejek dokonce při vzestupu hladiny nastavoval výšku hnízda pomocí kousků koňského trusu. Ptačí park Josefovské louky. © Alice Janečková

ptačích druhů (video viz Česká společnost ornitologická 2019, Semix Pluso 2021c). Na obou lokalitách je možné pozorovat stovky racků, hejna desítek bahňáků různých druhů, husy velké, čápy bílé černé a jeřáby popelavé (video viz Semix 2019, 2021d). Některé vzácné druhy bahňáků začaly na pastvinách hnízdit. Díky zahájení přirozené pastvy na obou lokalitách např. poprvé začal hnízdit vodouš rudonohý (*Tringa totanus*). Zajímavá jsou rovněž pozorování z tuzemských pastevních rezervací, která naznačují, že velcí kopytníci registrují hnízda ptáků a obcházejí je, přičemž ptáci nezřídka hnízdí i na velkými kopytníky frekventovaných místech v bezprostřední blízkosti napajedel, stezek a prachových koupelí (Obr. 25). V mokřadech na frekventovaných místech hnízdí někteří bahňáci. Například v Ptačím parku Josefovské louky bylo r. 2021 zdokumentováno úspěšné vyhnízdění dvou párů čejky chocholaté v bezprostřední blízkosti prachové koupele intenzivně využívané koňmi a na okraji dlouhodobě intenzivně spásaného litorálu (Obr. 25). Jeden z párů čejek dokonce při stoupání hladiny nastavoval hnízdo do výšky pomocí kousků koňského trusu. Oba páry vyseděly a odchovaly všech osm mláďat (Michálek 2022). Hnízda na zemi hnízdících ptáků jsou na podobně frekventovaných místech nacházena rovněž na suchých stanovištích (Milovice).

3.8. Savci

Stejně jako ostatním obratlovcům vyhovují savcům krajiny s pestrou mozaikou různých lesních i nelesních biotopů, s kombinací zemědělské i nezemědělské krajiny. Totéž v menším měřítku lze nalézt v lokalitách udržovaných extenzivní pastvou, jež vytváří mozaiku různě velkých ploch s rozdílnou strukturou vegetace a nabízí široké spektrum potravních i úkrytových zdrojů. Na rozdíl od ostatních skupin živočichů (ptáci, motýli aj.) nebylo vlivu pastevního managementu na ekologii savců dosud věnováno tolik pozornosti. Většina toho, co víme, je známa především na příkladu drobných savců. Při posuzování vlivu pastevního managementu na savce je především důležité zohlednit faktor intenzity pastvy. Při vysokých hustotách kopytníků na jednotku plochy jsou společenstva drobných savců především ovlivněna sníženou dostupností a kvalitou potravních i úkrytových zdrojů (intenzivně vypasené plochy), což se přímo promítá v jejich početnosti i tělesné kondici. Velcí kopytníci mohou díky své hmotnosti lokálně půdu utužovat, nebo naopak narušovat její kompaktnost, což obojí zejména u hlodavců znesnadňuje budování podzemních nor. Stejně tak velké plochy intenzivně spásané vegetace nenabízí dostatek úkrytů pro drobné savce, kteří jsou pak více zranitelní ze strany vizuálně se orientujících predátorů, zejména dravých ptáků. Nejvyšší početnosti a diverzity drobných savců (Schmidt et al. 2005), ale i hmyzožravců (Schmidt et al. 2009) byly zjištěny na extenzivně pasených plochách, kde se střídaly plochy s nízkou a vysokou vegetací. Stejné výsledky byly zjištěny i u zajíce polního (*Lepus europaeus*), jehož početnost klesala se vzrůstající intenzitou pastvy, ale i s její absencí.

Jistě nejznámějším savcem vázaným na pastevní či pravidelně kosenou krajinu je dříve všudypřítomný, dnes kriticky ohrožený, sysel obecný (*Spermophilus citellus*), který je z důvodu včasného zpozorování predátorů a vnitrodruhové komunikace bytostně závislý na krátkostébelných trávnících. I on vymizel se zánikem pastvy, pravidelného sečení luk a mezí a následným zhrubnutím krajinné mozaiky. Na začátku záchranného programu pro sysla obecného r. 2009 a monitoringu jeho populací r. 2021 byl znám z pouhých 30, resp. 40 lokalit – většinou lokalizovaných v náhradních biotopech, jako jsou letiště, golfová hřiště, tábořiště, vinice atp. Z nich však jen dvě, resp. čtyři, lze považovat za velké (550–1 000 jedinců) a pouze dalších deset, resp. sedm, zahrnuje 100 a více jedinců (Anonymus 2021). Ostatní populace jsou malé a v podstatě kdykoliv jim hrozí vyhynutí. Může se tak stát vlivem náhody, např. vyplavením přívalovými dešti či rychlým táním sněhu, predací nebo vlivem nedostatečné péče, třeba z důvodu ukončení pastvy dobytka či kosení (Matějů et al. 2007) –

na výrazný pokles populace stačí prostý výpadek managementu na pouhý jeden až dva roky! To, že přirozená pastva dokáže pro sysla vytvořit během několika let vhodné podmínky, potvrdila pastevní rezervace v Národním parku Podyjí (Obr. 26).

Spolu se sysly ustoupily i organismy různým způsobem na ně vázané. Na jeho trus jsou vázány např. hned tři druhy, jak jinak než ohrožených, vrubounovitých brouků. Nejde však jen o ně, protože podzemní systémy (nejen, ale hlavně) savců snad všude na světě hostí specifickou faunu bezobratlých (někdy i obratlovců), kterou mimo nory nikde jinde nenajdeme. Výstižně problematiku v našich podmínkách shrnují Čížek et al. (2006): „Nory pospolitě žijících savců, tedy syslů a králíků, hostí desítky specializovaných druhů bezobratlých, zejména vzácných vrubounovitých a drabčíkovitých brouků. Hledají zde úkryt, nebo se živí trusem či zbytky těl majitelů nor. Jenže sysel vymírá, stavy králíků u nás drasticky klesly, a unikátní fauna jejich nor následuje osud svých hostitelů.“ Sysly samozřejmě loví řada predátorů, z nich tři se na sysla specializují – tchoř stepní (*Mustela eversmanii*), raroh velký (*Falco cherrug*) a orel královský (*Aquila heliaca*). Není náhodou, že jsou i tyto druhy kriticky ohrožené. V současnosti se management lokalit sysla omezuje na velmi nákladné pasení domácím dobytkem, zejména ovcemi, a pravidelným kosením. Trvalá extenzivní pastva by těmto lokalitám, potažmo syslům a na něj vázaným organismům, zcela jistě pomohla a snížila by každoroční výdaje s nimi spojené.



Obr. 26. Přirozená pastva dokáže v horizontu jednotek let vytvořit pro sysla vhodné podmínky i na ruderalizovaných stanovištích. Příkladem je pastevní rezervace na Havranickém vřesovišti v Národním parku Podyjí. Pastva divokých koní zde začala r. 2018, v r. 2022 sysli pastvinu spontánně osídlili a v tomtéž roce zde byla zaznamenána i jejich reprodukce. Osídlena byla jižní terasa lokality v místě bývalého pole, kterou ještě r. 2018 pokrývaly husté vysokostébelné nitrofilní trávníky. Samovolné osídlení Havranického vřesoviště sysly je významným momentem v rámci záchrany tohoto druhu i v rámci tuzemské ochrany přírody obecně. Ukazuje totiž nové možnosti druhové ochrany nejen kriticky ohroženého sysla, které přirozená pastva nabízí. © Jan Matějů, Muzeum Karlovy Vary

Význam bezlesých, pastevně obhospodařovaných ploch byl dále prokázán i pro další evropské savčí predátory. Například jezevec lesní (*Meles meles*) využívá pastevně udržované plochy pro lov své hlavní kořisti – žížal. Význam tohoto biotopu byl prokázán i pro lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), která může na těchto plochách hrát odklízením mrtvých zvířat i sanitární roli. Vliv pastevního managementu pomocí velkých kopytníků na savčí společenstva je tedy veskrze pozitivní, opět je ale důležitá relativně nízká intenzita pastvy.

Zcela přímočarý je vztah mezi velkými kopytníky a velkými predátory. Zejména volně žijící koně patří v regionech s nízkými stavy zvěře, např. ve Španělsku, mezi primární zdroje kořisti vlků. Jiná je situace u velkých turů, kteří se stávají kořistí vlků výjimečně (solitérní slabí jedinci, opuštěná mláďata) a dokážou se jejich loveckým pokusům ubránit ve skupině i jednotlivě. Tato skutečnost činí divoké velké tury ideálními nástroji péče o krajiny osídlené vlky, a to i v případě polodivokého režimu, mají-li k dispozici dostatečně velkou plochu, která jim umožňuje na přítomnost predátorů adekvátně reagovat. Jde o téma nanejvýš aktuální v kontextu probíhajícího, prakticky plošného, návratu velkých predátorů, zejména vlka obecného, který v řadě regionů začíná představovat limitující faktor pro aplikaci aktivního managementu pomocí pastvy domácích zvířat. Ztráty způsobené vlky na hospodářských zvířatech s sebou přinášejí jak nižší toleranci velkých predátorů veřejností, tak nezanedbatelné náklady v podobě reparací hospodářům za ztracená zvířata (viz AOPK 2021).

4. Výběr vhodných druhů a plemen velkých býložravců a jejich specifika

Velké spásače vhodné pro účely přírodní pastvy lze rozdělit na dvě skupiny: i) autentické druhy, které nebyly vyhubeny, ii) druhy, jejichž divoké formy byly v historických dobách vyhubeny člověkem, a je proto potřeba pracovat s jejich ekologickými a v maximální možné míře taxonomicky odpovídajícími ekvivalenty (zavedený anglický ekvivalent je ecological proxy). Obecným východiskem pro výběr cílových taxonů velkých spásačů by mělo být spektrum druhů, které se ve střední Evropě vyskytovaly po skončení poslední doby ledové, tedy v holocénu, nikoliv pleistocenní megafauna asociovaná se specifickým biomem mamutí stepí. V kontextu paleontologické a historické evidence má pro naše území smysl uvažovat pro management bezlesí dva druhy velkých turů: zubr evropský (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758) a pratur (*Bos primigenius* Bojanus, 1827) a dva druhy koňovitých: západo/středoevropský divoký kůň (v tuto chvíli nelze přiřadit vědecké jméno – jeho existence byla potvrzena teprve recentně genetickými metodami, viz Librado et al. 2021) a evropský divoký osel (*Equus hemionus hydruntinus* Pallas, 1775), který byl jedním z poddruhů osla asijského. Dva z uvedených druhů přežily do současnosti (zubr, divoký osel), dva byly vyhubeny člověkem, a je u nich proto potřeba vybrat vhodný žijící ekvivalent z řad domestikantů. Toto dělení vychází z konzervativní kontinentální tradice, někteří ostrovní autoři považují exmoorského ponyho za zbytkovou populaci původních divokých koní Evropy (viz Dostál et al. 2014), což bylo recentně vyvráceno genetickými metodami. Na tomto místě je třeba poznamenat, že tarpan (*Equus ferus* Boddaert, 1785) dlouho považovaný za divokého evropského koně a předka domácích koní nebyl ani předkem domácích koní, ani jejich zdivočelou formou. Dosud nejrozsáhlejší analýza 264 archaických genomů zjistila, že tzv. tarpan byl představitel jedné z mnoha slepých hybridních postranních linií domestikovaných koní, která nezanechala genetickou stopu v moderní populaci (Librado et al. 2021).

4.1. Divoké původní druhy

Divokými zoologickými druhy, které se do současnosti dochovaly v autentické podobě, jsou zubr evropský a asijský divoký osel. Česká republika se nachází uprostřed původního areálu výskytu zubra.

O jeho původnosti v ČR není důvod pochybovat. Z Česka je, podobně jako z ostatních zemí jeho původního výskytu, jen málo přímých kosterních dokladů, konkrétně se jedná o tři doklady ze středních Čech a ze střední Moravy datovaných od přelomu 2. a 3. tisíciletí př. n. l. do 14. stol. Důvodem obecné vzácnosti kosterních dokladů zubra je jeho plachost (do sídlišť se tedy, tak jako v současných lovecko-sběračských kulturách, z tak velkého zvířete dostávala jen svalovina, nikoliv kosti) a zřejmě také zaměňování s kostmi mnohem hojnějšího pratura. Hlavní důvod je ale jeho téměř úplné vymizení do konce 15. stol., tedy dlouho před vznikem tradice uchovávání loveckých trofejí, která se datuje až od 17. stol. I když zbytkové populace mohly dožívat i jinde, hodnověrně zná Evropa zubra již od konce 15. stol. jen z oblasti Bělověže na pomezí současného Polska a Běloruska a z ruské části Kavkazu.

V současné populaci zubra jsou rozlišovány dvě genetické linie. Z nich lze pro polodivoké a divoké chovy doporučit pouze **linii nížinnou** neboli bělověžskou, u které se neprojevuje ani pokles fitness, zejména reprodukčních schopností, ani vývojové vady (zmenšení neurokrania aj.), které se v důsledku inbreedingu projevují u tzv. linie nížinně-kavkazské.

Pokud jde o evropského divokého osla, který je z neolitu doložen ze Znojemska a západních Čech, biogeograficky by odpovídal středoevropskému regionu poddruh kulan (*E. h. kulan*). Vzhledem ke kontroverzním zkušenostem s divokými osly z našich zoo, zejména pokud jde o razantnost některých jedinců v podmínkách zoo, lze doporučit jeho testování v polodivokých podmínkách až po získání potřebných zkušeností s bezproblémovým zástupcem koňovitých – koněm.

4.1.1. Zubr evropský, Bison bonasus Linnaeus, 1758

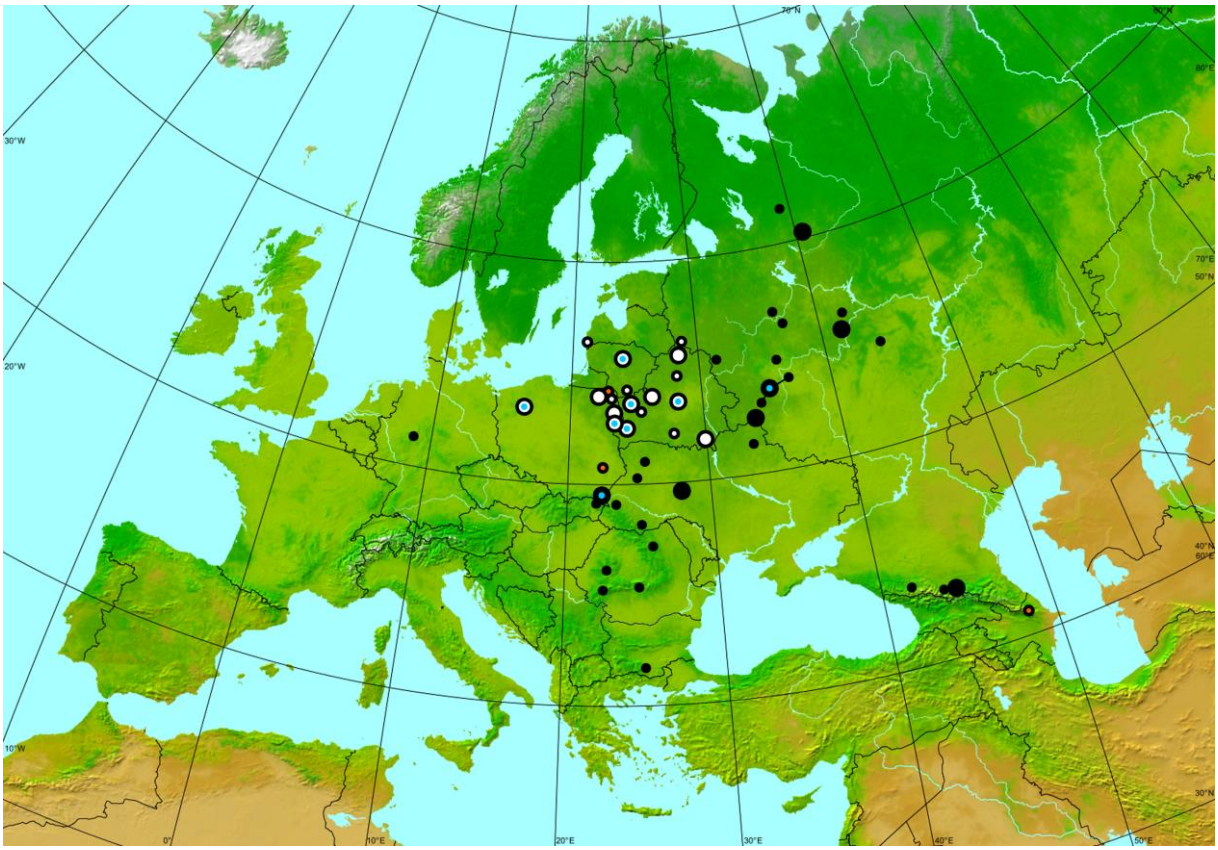
Zubr evropský je největším žijícím obratlovcem Evropy, resp. západního palearktu. Je také ekologicky klíčovým druhem nejen pro přirozené ekosystémy Evropy, ale je rovněž symbolem mezinárodní ochrany přírody na starém kontinentu. Právě záchrana tohoto druhu po první světové válce znamenala zlom ve staleté historii Evropy, kdy bez většího zájmu Evropanů od prehistorických dob mizely vlivem člověka desítky původních druhů rostlin a živočichů. Realizace mezinárodního záchranného programu zubra evropského v r. 1923 změnila dosavadní přístup, odstartovala cílenou záchranu ohrožených druhů starého kontinentu v moderní době a byla inspirací pro další podobné projekty ve světě. Historickým vyvrcholením bezmála sta let mezinárodního úsilí na záchranu zubra je vydání dosud nejucelenějšího souboru informací o evoluční historii, biologii a ochraně zubra evropského „European Bison (*Bison bonasus*) Strategic Species Status Review 2020“, vydaný Mezinárodním svazem ochrany přírody (Olech a Perzanowski, 2022), jehož spoluautory byli i čeští vědci.

Zubr je největším volně žijícím suchozemským obratlovcem Evropy. Samci dosahují hmotnosti 530–925 kg, samice téměř o polovinu méně, 320–650 kg. Kohoutková výška dospělých zubrů se standardně pohybuje mezi 150–190 cm. Tradičně jsou rozlišovány tři geografické poddruhy, někdy klasifikované jako samostatné druhy: zubr evropský (*Bison bonasus bonasus*), o něco menší horský poddruh zubr kavkazský (*Bison bonasus caucasicus*) a jemu blízce příbuzný zubr karpatský (*Bison bonasus hungarorum*). Karpatský poddruh vyhynul v 19. stol., další dva poddruhy byly ve volné přírodě vyhubeny až po první světové válce. Zatímco zubra evropského se díky chovu v zajetí podařilo zachránit, zubři kavkazský a karpatský byli zcela vyhubeni.

V rámci současné populace zubrů jsou rozlišovány dvě genetické linie. Zubr evropský bez příměsi kavkazské krve, tzv. nížinná bělověžská linie (Lowland Bialowieza line = LB line/linie), se v současnosti

vyskytuje v Polsku, Bělorusku, Litvě a Lotyšsku. Tato linie vzešla ze sedmi jedinců nominotypické bělověžské populace a reprezentuje taxonomicky čistokrevný poddruh *B. bonasus bonasus* (Olech a Perzanowski 2022). Geny kavkazských zubrů pak přežívají v současné populaci zubra evropského v tzv. nížinně-kavkazské linii (Lowland-Caucasian line = LC line/linie) rozšířené podél Karpatského oblouku od trojmezí Polska, Slovenska a Ukrajiny po Bulharsko na jihu, ruskou a ázerbájdžánskou část Kavkazu na jihovýchodě a západoruskou nížinu na severovýchodě (Obr. 27). Nížinně-kavkazská linie vznikla z celkem 12 zakladatelů včetně posledního jedince (býka) zubra kavkazského žijícího v zoo Berlín v době založení záchranného chovu r. 1923.

Zubr je předmětem mezinárodní ochrany. Je veden v mezinárodní Červené knize IUCN chráněných a ohrožených druhů a ve všech zemích, kde se vyskytuje, je přísně chráněn. V polské Bělověži je pak vedena Mezinárodní plemenná kniha zubrů, jež sleduje všechna čistokrevná zvířata, která je možné použít pro chovné účely. Zubr je rovněž předmětem ochrany mezinárodních dohod a konvencí, jako je CITES nebo Bernská konvence – Úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť. Zubr evropský je rovněž prioritním mezinárodně chráněným druhem Směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Ačkoliv je zde původním vyhubeným druhem, nefiguruje zubr na seznamu zvláště



Obr. 27. Volně žijící stáda a populace zubra evropského. Černobílé symboly – nížinná linie (*B. bonasus bonasus*), černé symboly – nížinně-kavkazská linie, černočervené symboly – populace nově založené r. 2021 (2 Polsko, 1 Ázerbájdžán); malé symboly – populace <100 jedinců, velké symboly – populace >100 jedinců; modrá tečka uvnitř symbolu – populace přesahující velikost minimální dlouhodobě životaschopné populace 250 jedinců (= 150 reprodukčně aktivních dospělců). Tři linkou propojené populace v západním Rusku jsou dnes považovány za jednu subpopulaci. Podle Olech a Perzanowski 2022. Orig. © Miloslav Jirků

chráněných druhů ČR (zákon České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny). V rámci červeného seznamu ohrožených druhů obratlovců ČR figuruje zubr v kategorii Vyhynulý nebo vyhubený ve volné přírodě (Chobot a Němec 2017). Dostatek zvířat v důsledku nárůstu globální populace druhu, a především zlepšující se vztah veřejnosti k přírodě umožňují vracet zubry do volné přírody na řadě míst v Evropě. Kromě volně žijících populací v Polsku, Bělorusku, Litvě, Rusku, Německu, Rumunsku, na Ukrajině a na Slovensku se zubři vracejí také formou polodivokých stád v Česku a v dalších zemích (viz kap. 4.1.1.4.2.).

V případě zubra je stále patrnější význam zakládání nových divokých a polodivokých populací, a naopak klesající role zoologických zahrad. Ačkoliv zoo a jiná chovná zařízení sehrála v záchraně zubra zcela zásadní roli, je zřejmé, že podmínky potřebné pro jeho záchranu jako živočišného druhu dalece převyšují možnosti chovatelských zařízení. Zoologické zahrady na rozšíření chovu řady taxonů nemají kapacity, což se samozřejmě týká zejména velkých druhů náročných na prostor. Obecně také platí, že chov v zoologických zahradách je v určité míře ovlivněn i „módou“, kdy určité druhy po nějaké době zevšední jak pro návštěvníky, tak pro chovatele, což je první krok ke ztrátě chovatelských ambicí a případnému zrušení chovu. V souvislosti s tím relativní stavy zubrů v zoologických zahradách od 90. let 20 stol. klesají. Rozšíření chovu formou zakládání nových volně žijících populací a polodivokých stád je proto klíčovým předpokladem zajištění budoucnosti zubra jako druhu.

Velký potenciál pro návrat zubrů má také Česká republika. Národní park Šumava, a především rozsáhlé oblasti současných a bývalých vojenských výcvikových prostorů Hradiště v Doupovských horách, Boletice a Libavá (v tomto pořadí) mají předpoklady pro úspěšnou reintrodukci zubra evropského do volné přírody. Řada dalších lokalit v rámci systému zvláště chráněných území pak má předpoklady pro ekologický návrat zubra v polodivokém režimu (viz kap. 4.1.1.5.2. a 4.1.1.9.).

4.1.1.1. Evoluční původ zubra

V případě zubra evropského se jedná o poměrně mladý taxon (Robovský a Jirků 2022), jehož existence se pomocí analýz archaické DNA (aDNA) ze subfosilních kosterních pozůstatků zatím podařilo věrohodně prokázat do doby před 56 tisíci let v oblasti Kavkazu. V pozdním pleistocénu a raném holocénu obývaly palearktickou oblast, resp. Eurasii, tři formy zubrů a bizonů rodu *Bison*. Největší z nich, bizon stepní (*Bison priscus*), který byl typickým představitelem pleistocenního biomu tzv. mamutí stepi byl rozšířen v severní Eurasii a Severní Americe. Ve většině svého areálu bizon stepní vyhynul koncem posledního glaciálu, avšak refugiální populace zřejmě přežívaly do 10. stol. západně od jezera Bajkal a snad i jinde v severovýchodní Asii. Další dvě formy rodu *Bison* byly v tomtéž období výskytem omezeny na západ Eurasie od Atlantiku po Ural a jihozápadní Sibiř. Zahrnovaly dvě fylogeneticky a patrně i ekologicky odlišné formy zubra. První forma (tzv. wisent lineage) zahrnovala přímé předky současného zubra evropského (*Bison bonasus*) a přežívá dodnes. Druhá forma označovaná v literatuře jako „Clade X“ (dále uváděn jako „zubr X“) vyhynula v raném holocénu před 12–9 tisíci let. Tyto dvě formy zubra se podařilo identifikovat teprve v posledních letech pomocí genetických analýz aDNA, klasická paleontologie je vzhledem k vzájemné morfologické podobnosti nerozlišila (Soubrier et al. 2016, Wecek et al. 2016, Grange et al. 2018, Hofman Kamińska et al. 2019). Zajímavé je, že genetické analýzy aDNA naznačují absenci toku genů mezi zubrem evropským a zubrem X, a je tedy pravděpodobné, že šlo o dvě rozdílné, ekologicky výrazně odlišné formy, které se nemísily. Zatím není dosaženo konsenzu, zda šlo o odlišné ekoformy či druhy. Časoprostorové rozložení geneticky identifikovaných kosterních nálezů a jejich izotopové analýzy naznačují, že zubr evropský byl po celou dobu své evoluční historie podobně jako v současnosti vázán

na jižnější, resp. teplejší a lesnatější mezické oblasti západní Eurasie, zatímco zubr X žil v severní Evropě a zřejmě inklinoval k sušším, otevřeným biotopům. Obě formy zubrů se v pozdním pleistocénu a raném holocénu vyskytovaly od jihozápadní Sibiře, Uralu a Kavkazu až po Atlantik. Tyto tři formy zubrů/bizonů se během posledních 55 tisíc let v Evropě a západní Asii vzájemně střídaly v závislosti na bioklimatických a vegetačních změnách (Soubrier et al. 2016). Analýzy aDNA naznačují, že linie vedoucí k současnému zubru evropskému se od bizona stepního oddělila před 395–97 tisíci lety (Massilani et al. 2016, Soubrier et al. 2016, Grange et al. 2018).

Z výše uvedených tří forem zubrů a bizonů do současnosti přežil pouze jeden z nich – zubr evropský. Dokázal se totiž na rozdíl od bizona stepního a ostatních velkých turů Evropy přeorientovat z otevřených stanovišť, která obýval v raném holocénu, na suboptimální lesní stanoviště, kde přežil (Hofman Kamińska et al. 2019). Díky tomu byl zubr schopen přežít prakticky kdekoliv, kde to umožnilo nízké zalidnění. Proto zubr na hranici svých ekologických možností přežil do 20. stol. v relativně nevhodném lesním prostředí Bělověže a jako druh mohl být po 1. světové válce zachráněn. Pozice dalšího evropského pozdně pleistocenního taxonu rodu *Bison* rozlišovaného paleontology, bizona lesního (*Bison schoetensacki*), zůstává nejasná a nelze vyloučit, že šlo ve skutečnosti o ranou formu zubra evropského. Zajímavým aspektem zubra evropského je přítomnost (introgrese) genetické informace pratura (*Bos primigenius*) v jeho genomu. Tento fenomén prokázala řada genetických studií. Je tedy pravděpodobné, že předek zubra se geneticky zkřížil s praturem. Důležité je, že všechny genetické studie ukazují, že jde o velmi starou událost, která se odehrála dlouho před možným vlivem člověka, a není tedy důsledkem člověkem moderované hybridizace zubra se skotem (viz např. Wecek et al. 2016). Tím se zubr liší od bizona amerického (*Bison bison*), u kterého byla recentně zjištěna genetická introgrese skotu ve všech analyzovaných populacích, včetně populace v NP Yellowstone a dalších, které byly dosud považovány za zcela čistokrevné (Stroupe et al. 2022).

4.1.1.2. Historický a prehistorický areál zubra

Tradičně se předpokládalo, že areál rozšíření zubra v minulosti zahrnoval velkou část Evropy včetně jižní Skandinávie a severu Iberského poloostrova. Na východě měl areál zasahovat k řece Volze a odtud pokračovat jižně až po Kavkaz a pravděpodobně i Hyrkánské lesy pohoří Elborz podél jižního pobřeží Kaspického moře (Heptner et al. 1988, Pucek 1981, 1986, Pucek et al. 2004). Tyto údaje ovšem zřejmě odrážejí rozšíření rodu *Bison*, tedy nejen zubra evropského, ale také zubra X (jih Skandinávského poloostrova), příp. bizona stepního dožívajícího na zbytcích ustupující mamutí stepi, v období raného holocénu bezprostředně po konci doby ledové před 11,7–9 tisíci lety (kya = kilo/thousand years ago).

Dle některých autorů se zubr v pásu mezi 50° a 60° s. š. vyskytoval rovněž v Asii, odkud existují kosterní doklady středně až pozdně holocenního výskytu rodu *Bison* od severokazašské lokality Botaj na západě po oblast trojmezí současného Ruska, Mongolska a Číny východně od jezera Bajkal. Je však potřeba zdůraznit, že tyto asijské kosterní pozůstatky s největší pravděpodobností odkazují nikoliv na výskyt zubra evropského, nýbrž na reliktní populace vyhynulého bizona stepního, který se snad v oblasti Bajkalu udržel až do středověku, resp. do 7.–10. stol. (Boeskorov 2006, Jirků 2022).

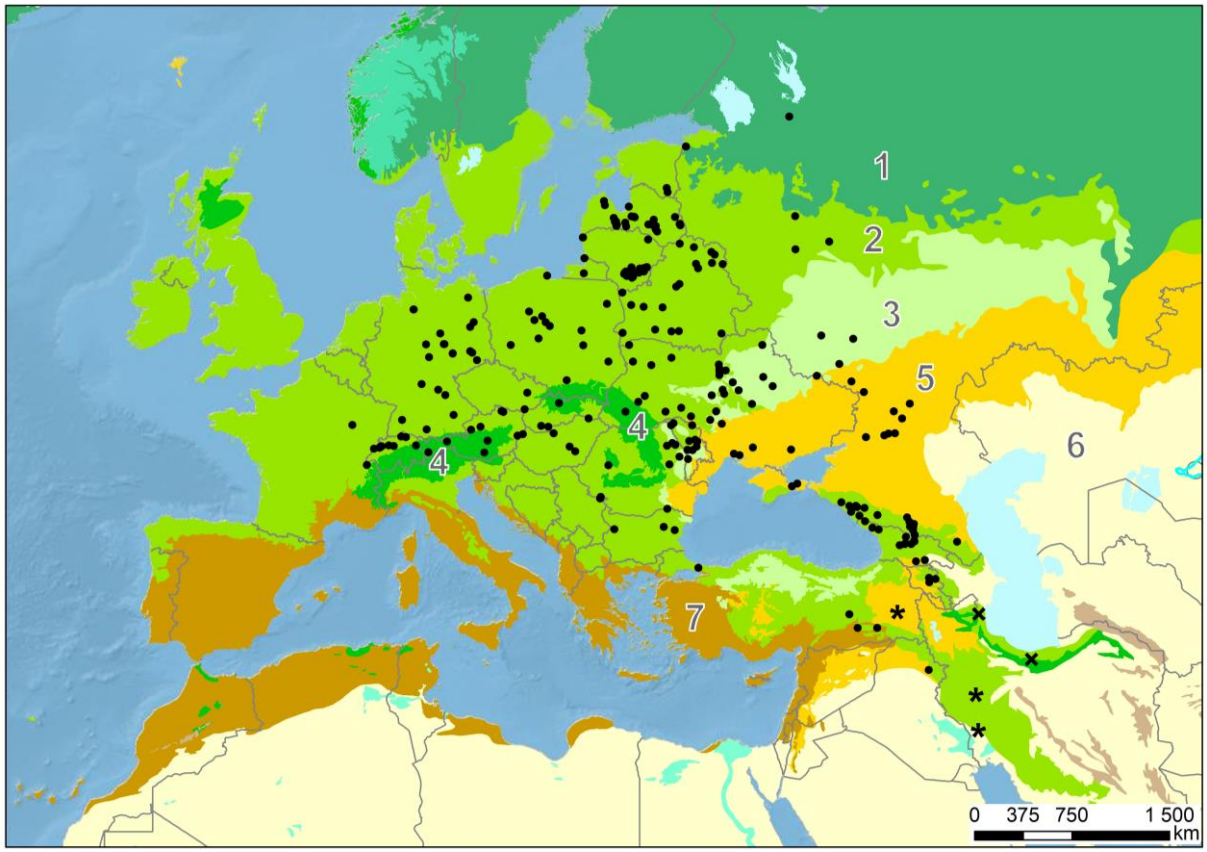
Postupem času se v literatuře rekonstruovaný historický areál zubra omezil na oblast od severovýchodní Francie po střední a východní Evropu a severní Kavkaz (Benecke 2005). Nejnovější a historicky nejkomplexnější rekonstrukci areálu výskytu zubra v posledních 9 000 letech poskytuje práce Jirků (2022), která shrnuje výskyt zubra evropského ve středním až pozdním holocénu. Právě

střední až pozdní holocén je z hlediska rekonstrukce areálu zubra relevantní hned z několika důvodů. Počátek analyzovaného časového úseku spadá do období tzv. holocenního klimatického optima, které začalo v boreálu 9,0–7,5 kya a vrcholilo v období atlantiku 7,5–5,0 kya. Došlo ke stabilizaci současného vegetačního pokryvu Evropy, rozloha lesních stanovišť dosáhla svého vrcholu, rozloha bezlesí naopak svého minima, glaciální fauna byla již několik tisíciletí vystřídána faunou temperátní a kontinentem se šířily neolitické zemědělské kultury. Areál zubra byl tedy ovlivněn celým spektrem environmentálních faktorů, které v zásadě přetrvávají dodnes. Zároveň již v regionu nebyly přítomny dva další taxony rodu *Bison*, konkrétně bizon stepní a zubr X (viz předchozí kap.), které dřívější rekonstrukce nerozlišovaly. Rekonstrukce areálu byla založena striktně na jednoznačně určených kosterních pozůstatcích, v řadě případů geneticky analyzovaných, a věrohodných písemných historických dokladech. Analýza také vůbec poprvé sloučila západoevropské a východoevropské archozoologické databáze. V zásadě byly potvrzeny závěry recentnějších interpretací areálu zubra (např. Kuemmerle et al. 2012), zároveň však analýza zaplnila řadu bílých míst (např. východní Balkán) a posunula jihovýchodní hranici areálu jižně od Kavkazu do oblasti Středního východu. Západní hranice prokázaného rozšíření zubra evropského probíhala západním Německem a na jihu končila ve východní Francii (Burgundsko, Francouzská Jura). Jižní část areálu tvořily Alpy, Panonská nížina a východní Balkánská pohoří až po pobřeží Černého moře. Na severu areál končil pobřežím Baltského moře od báze Jutského poloostrova po Finský záliv a odsud asi 300 km do vnitrozemí po Oněžské jezero. Východní hranice rozšíření přibližně kopírovala spojnici Oněžského jezera, Moskevské oblasti a dolního Donu. Jihovýchodní část areálu zahrnovala Velký i Malý Kavkaz a pohoří Zagros táhnoucí se z jihovýchodního Turecka do Iráku a Íránu. Dále na východ výskyt zubra pravděpodobně doznával v pohořích Talysh a Elborz (Obr. 28). Výsledný obraz středně až pozdně holocenního areálu zubra evropského ukazuje jeho širokou ekologickou valenci. Zubr byl rozšířen od hladiny moře v Pobaltí po alpinskou zónu nad hranicí lesa ve výškách kolem 2 500 m n. m. v Alpách a na Kavkaze. Široké je rovněž spektrum zubrem osídlených biomů od jižního okraje boreálních lesů (tajga) v oblasti Ladožského a Oněžského jezera přes oblast temperátních listnatých a smíšených lesů střední, východní a části západní Evropy a Středního východu až po Pontické stepi západně od řeky Volhy. Východní hranici rozšíření představovaly nikoliv téměř bezlesé stepi jihovýchodní Evropy, ale až kaspické polopouště a chladnější vnitrozemské části západního Ruska (Heptner et al. 1988). Současná úroveň znalostí definitivně vyvrací dříve převládající názor o výhradní závislosti zubra na listnatých lesích, což ovšem zpochybňovali již starší autoři, podrobně viz např. Heptner et al. (1988). Zubr evropský naopak zřejmě neobýval mediterránní oblasti porostlé tvrdolistými dřevinami, odkud neexistují žádné jeho kosterní ani literární záznamy.

Značnou přizpůsobivost zubra evropského naznačují rovněž analýzy aDNA, abraze zubní skloviny a stabilních izotopů, dokládající jeho adaptaci na holocenní expanzi lesních ekosystémů. Z obyvatele otevřených nelesních stanovišť raného holocénu se zubr přizpůsobil mozaikovitým až lesním krajinám, což obnášelo mimo jiné posun jeho potravního spektra od čistého spásače k oportunnímu býložravci, který se v případě nedostatku bylinné potravy dokáže uživit okusem dřevin (Hofman-Kamińska et al. 2019). Právě schopnost zubra přizpůsobit se potravou i celkovým způsobem života suboptimálnímu lesnatému prostředí umožnila jeho přežití po boku expandující lidské civilizace. Vzhledem k jeho velké přizpůsobivosti přírodním podmínkám se předpokládá, že právě růst lidské populace, nikoliv environmentální faktory, byl rozhodujícím faktorem zodpovědným za rozsah holocenního rozšíření zubra evropského i jeho postupného vymírání. Obecně byly přírodní podmínky pro rozšíření zubra po sledovaných 9 000 let relativně stabilní a je nepravděpodobné, že za jeho

ústup mohou přirozené změny klimatu a vegetace v současné době meziledové. Jedinou výjimkou je Střední východ, resp. pohoří Zagros, kterážto oblast je od středního holocénu postižena dezertifikací a zubr by zde patrně vyhynul i bez přispění člověka.

Proces vymírání zubrů v Evropě začal na západě a jihu kontinentu. Ekologická extinkce velkých turů, tedy i zubra evropského, proběhla v Evropě mezi 10–15. stol., kdy byli pratuři a zubři postupně vyhubeni napříč starým kontinentem. Poslední dvě populace zubra přežily do začátku 20. století v oblasti Bělověžského lesa a na Kavkaze. V obou případech se jednalo o lesnaté oblasti, kde zubr přežil díky své adaptabilitě, zdaleka však pro něj nebyly optimálním životním prostředím. Zubr je do značné míry spásač, a vyžaduje tedy nikoliv čistě lesní, nýbrž mozaikovité krajiny s dostatkem otevřených stanovišť a bylinných porostů. Na modelu zubra evropského proto formulovali Kerley et al. (2011) koncept „refugee species“ (volně přeložitelné jako „uprchlické druhy“) založený na ekologickém přechodu zubra do suboptimálního lesního prostředí způsobeného pravděpodobně koincidencí holocenního šíření lesů, loveckého tlaku a šíření zemědělských kultur s početnými stády dobytka. Rozsáhlé neobydlené lesní oblasti Bělověže a Kavkazu se staly posledními refugii zubra evropského, kde přežil díky přísné regulaci lovu, resp. nepřístupnému terénu. Tento koncept byl široce přijat, jelikož druhů s podobným osudem ve skutečnosti existuje celá řada.



Obr. 28. Kosterní a věrohodné písemné doklady výskytu zubra evropského ve středním a pozdním holocénu v posledních 9 000 letech. Hvězdičky označují původ některých sumerských artefaktů zobrazujících zubra, křížky označují pohoří Talysh a Elborz, odkud se do 18. stol. objevovaly písemné zmínky o „divokých lesních turech“. Barvami vyznačeny relevantní biomy a ekoregiony, zdroj: Ecoregions 2017 © https://ecoregions2017.appspot.com/. **1.** Boreální lesy (tajga), **2.** Temperátní listnaté a smíšené lesy, **3.** Východoevropský přechodový lesostepní ekoregion, **4.** Temperátní jehličnaté lesy (Alpy a Karpaty), **5.** Temperátní stepi, savany a křoviny, **6.** Pouště a suchomilné křoviny, **7.** Mediterránní lesy a křoviny. Orig. © Daria Jirků

V Bělověži byl poslední zubr zastřelen pravděpodobně v únoru–březnu r. 1919, krátce po stažení armády, kdy se stal dočasně nehlídaný les cílem hromadných loveckých výprav místního obyvatelstva. Dobové prameny v Bělověžském lese popisují rozsáhlé plochy vykáceného lesa a všudypřítomnost zubřích kostí (Krasińska a Krasiński 2007). Na Kavkaze byl poslední zubr uloven r. 1927. Evropská příroda pak prodělala první a snad i poslední období bez přítomnosti býložravé megafauny nad 300 kg, resp. bez divokých velkých spásačů.

Na závěr je vhodné zmínit často uváděnou relativní vzácnost zubra v arecheozoologickém záznamu v porovnání s praturem (např. Kyselý 2005). Prakticky všichni autoři se shodují, že jde do značné míry o artefakt. Kromě lebky je většina kostry velkých turů západní Eurasie natolik podobná, že kosterní nálezy bizona stepního, zubra evropského a pratura od sebe zpravidla nelze s jistotou odlišit. Řada kosterních nálezů navíc bývá bez podrobnější analýzy přiřazena k určitému druhu velkého tura podle jeho odhadovaného stáří. Pleistocenní nálezy jsou často automaticky klasifikovány jako bizon stepní, holocenní jako pratur či zubr evropský. Vyplývá to i z výsledků genetických analýz aDNA v posledních letech. U řady materiálu určeného na základě morfologie jako pratur, bizon stepní, či dokonce domácí skot bylo genetickými metodami potvrzeno, že ve skutečnosti patří zubrovi evropskému (viz např. supplement Massilani et al. 2016). Je jisté, že analýzy aDNA odhalí řadu dalších případů chybně určených kosterních nálezů, a postupně tak budou zaplněna další bílá místa.

Pokud jde o historický či prehistorický výskyt zubra na území ČR, není důvod o něm pochybovat. Naše území se jednoznačně nachází uvnitř exaktně prokázaného středně a pozdně holocenního areálu druhu, a zejména středověké kosterní doklady existují hned z několika lokalit (Obr. 28, kap. 4.1.1.3.).

4.1.1.3. Zubři na území České republiky: historie a současnost

Zubry potkal v českých zemích stejný osud jako ve většině zemí Evropy – vyhubení. Na jejich možnou přítomnost však dodnes odkazují jak místopisné názvy obcí – Zubří (v Česku se nacházejí tři obce s tímto názvem v okresech Vsetín, Chrudim a Žďár nad Sázavou), Zubrnice (okres Ústí nad Labem) –, tak erby šlechtických rodů. Například rod pánů z Pernštejna měl ve znaku černou hlavu zubra se zlatým provazcem protaženým chřípím. Auerspergové zase vzpínajícího se zubra (Volf 1987). Zubři patrně dali jméno také některým vodním tokům, například Zubřina, Zubřinka a podobně (Koubek et al. 2002).

Kromě těchto indicií existují i přímé důkazy o výskytu zubrů na území Česka. Vesměs se jedná o materiál získaný v rámci archeologických výzkumů lidských sídlišť. Vyloženě paleontologické nálezy pocházejí jen z pleistocénu a jsou rutinně klasifikovány jako bizon stepní (*B. priscus*). Jediný, neověřený nález zubra z českého pravěku je uváděn z Hlinska na Přerovsku. Nález zůstává neověřený, kosti se spolu s dalšími zajímavými nálezy (drop velký) nepodařilo v depozitáři dohledat (Kyselý 2005, 2012). Všechny ostatní nálezy kostí zubra na území ČR jsou ze středověku. Z 10. st. pochází nález kostí několika různých jedinců v Libici nad Cidlinou na Nymbursku (Brůčková 1956). Nejmladší nález je z Olomouce ze 14. st. (Kratochvíl 1985). Další dva bohužel nepublikované nálezy pocházejí ze středověkých vykopávek z Olomouce a z Přerova (Zdeňka Sůvová, osobní sdělení 2022).

Jak bylo naznačeno výše, malé množství určených kosterních nálezů patrně neodpovídá rozsahu rozšíření zubra evropského na našem území, ani kdekoliv jinde v rámci jeho (pre)historického areálu. Především proto, že kosterní pozůstatky zubra se velmi těžko rozlišují od kostí pratura, který se na našem území od pravěku po středověk hojně vyskytoval (Horáček et al. 2002). V literatuře již bylo publikováno několik geneticky potvrzených kosterních nálezů zubra původně určených jako pratur

(Massilani et al. 2016). K dlouho předpokládaným záměnám kostí zubra za kosti pratura tedy prokazatelně dochází a naše znalosti o jeho dřívějším rozšíření lze považovat v lepším případě za neúplné. Zubr je v archeozoologickém záznamu překvapivě vzácný prakticky všude, kde se (pre)historicky vyskytoval. Nejpravděpodobnějším vysvětlením vzácnosti kostí zubra v lidských sídlištích je nejspíše jeho značná plachost. Lze předpokládat, že zubr byl zpravidla loven ve větších vzdálenostech od vlastních osad, do nichž se zřejmě dopravovalo jen cenné maso. Jde o opačnou situaci než u pratura, který osidloval zejména poříční krajiny, kde se s lidským osídlením překrýval a k sídlištím jej navíc nutně přitahovala přítomnost domácího skotu.

O několik století později se v historických pramenech objevuje v souvislosti se zubry jméno arciknížete Ferdinanda Tyrolského, českého místodržitele, který se pokoušel zvířata zavést do brandýských lesů a později na Křivoklátsko (Volf 1987). Další písemné zprávy zmiňují chov v Českém Krumlově a v Praze.

Zubry u nás v současnosti chová šest zoologických zahrad (jako první zoo Praha od r. 1948), z větší části pro zakládání divokých a polodivokých populací v ČR nevhodnou nížinně-kavkazskou linii. Některé z nich, například zoo Tábor a Zoopark Chomutov, však v posledních letech přešly zcela či částečně na linii nížinnou.

Od 90. let začaly v ČR vznikat i soukromé chovy, bohužel také s dostupnější, avšak nepříliš vhodnou nížinně-kavkazskou linií. Všechny soukromé chovy založené ve druhé polovině 90. let 20. st. zanikly. Stejný osud potkal s jedinou výjimkou (Prachatice) i soukromé chovy založené na počátku 21. st., kde se již výrazně uplatňovala linie nížinná. V r. 2019 pak v bývalém vojenském cvičišti Rokycany vzniklo ze soukromé iniciativy malé polodivoké stádo nížinné linie. Obě velká polodivoká stáda, Obora Židlov v Ralsku (Vojenské lesy a statky) a pastevní rezervace Milovice (Česká krajina), patří k nížinné linii (Jirků a Dostál 2018). Celkem r. 2021 v ČR žilo 134 zubrů, z toho přesně 56 % v polodivokých stádech. Česko je tak zemí s nejvyšším podílem zubrů žijících v přirozeném prostředí v polodivokém režimu.

4.1.1.4. Záchrana zubra a jeho současná ochrana

Od roku 1923 probíhá mezinárodní úsilí o záchranu zubra. Navzdory snahám zapojit do záchranného chovu co nejvíce zvířat, svou stopu zanechalo pouze 12 zubrů-zakladatelů, 5 samců a 7 samic (Slatis 1960). Z tohoto počtu se pouhých sedm zvířat stalo předky a zakladateli nížinné linie zubra evropského; jinak tomu bylo u nížinně-kavkazské linie, na jejímž vzniku se podílelo všech 12 zakladatelů (Krasiński 1994 in Krasiński et al. 1999).

V r. 1932 vyšel první registr chovných zvířat, který dal později základ plemenné knize zubra, jenž je nyní vedena odborníky v polské Bělověži. V ní jsou uvedeni všichni čistokrevní jedinci s vyznačením pořadového čísla, pohlaví, chovatelské stanice, jména zvířete, data narození, otce, matky a údaje o majiteli. S pomocí plemenné knihy je u kteréhokoliv zubra mimo jiné možné sestavit celou jeho genealogii a přehled potomků. Každá chovná stanice má přidělena počáteční písmena, jimiž musí začínat jméno odchovaného jedince. Například Praha – Pr, Chomutov – Cv, Topolčianky – Si (Slovakia) a podobně (Volf 1987).

Populace zubrů se postupně zvětšovala. V r. 1953 již čítala 184 kusů, r. 1959 pak 361 kusů, r. 1965 již 795 kusů, r. 1970 pak 1 064 kusů, r. 1975 již 1 664 kusů a r. 1986 zhruba 2 500 kusů (Volf 1987). Postupně tak rostl poměr počtu zvířat ve volné přírodě k počtu zvířat v zajetí – r. 1965 činil 177 : 551, r. 1970 434 : 711, r. 1975 680 : 984 (Volf 1987), populace se v 50. a 60. letech 20. st. zdvojnásobovala

každých 5–6 let, později každých 11–12 let (Pucek et al. 2004). Od počátku 90. let, kdy počty zubrů v r. 1991 dosáhly 3 407 jedinců, se do r. 1997 jejich stavy v důsledku socioekonomických turbulencí ve střední a východní Evropě snížily na pouhých 2 925 kusů, což představovalo úbytek o 482 kusů, tedy o alarmujících 14,1 % (Raczyński 1993, 1998). Právě tento negativní vývoj vedl k nové iniciativě mezinárodních ochranářských organizací k záchraně zubra, včetně nových repatriačních programů.

Nová mezinárodní vlna zájmu o záchranu a návrat zubra vedla ke zvratu negativního trendu z 90. let 20. st. a početní stavy zubrů začaly opět růst. V r. 2010 tak na celém světě žilo již 4 431 zubrů, z toho 2 956 ve volné přírodě a polodivokých chovech a 1 475 v zajetí (Raczyński 2011).

4.1.1.5. Světová populace zubra

Celkem žilo podle plemenné knihy z r. 2021 na světě 9 554 zubrů, což je oproti 4 431 zubrům v r. 2010 nárůst o 116 % (Raczyński 2011, 2022). Z aktuálních počtů připadá 1 801 zubrů na chovy v zajetí, 487 na polodivoké chovy a 7 266 na volně žijící zvířata.

4.1.1.5.1. Chovy v zajetí

Ačkoliv zoologické zahrady a jiné chovy v lidské péči v době začátku záchranného programu po r. 1923 sehrály zásadní roli, v posledních dekádách jejich význam klesá. V r. 2000 žilo v zajetí 1 154 (40 % globální populace), r. 2021 pak 1 801 (19 %) zubrů (Raczyński 2011, 2022).

4.1.1.5.2. Polodivoká stáda

Jde o stáda obývající umělými či přírodními bariérami ohraničená území pastevních rezervací o rozlohách vyšších desítek hektarů a větších. V plemenné knize zubra evropského jsou takto označována stáda, u nichž zároveň není detailně sledována paternita. Pro ochranu zubra evropského, jeho ekologický návrat i management krajiny jsou právě polodivoká stáda enormně významná, jelikož umožňují návrat zubra i do hustě osídlených a intenzivně využívaných oblastí Evropy. Navíc jsou polodivoká stáda rezervoárem zvířat ideálních pro reintrodukce do volné přírody. Rozvoj polodivokých chovů souvisí do značné míry se změnou chápání zubra nejen jako předmětu záchranného programu, ale stále více také jako ideálního nástroje přírodě blízké péče o krajinu. V neposlední řadě polodivoká stáda kompenzují, v absolutních i relativních číslech, klesající podíl zubrů žijících v zoologických zahradách a podobných zařízeních.

Nepočítáme-li dřívější oborní chovy, je historie polodivokých stád poměrně krátká. V r. 2000 čítala pouhých 41 zvířat (<1,5 % globální populace druhu) ve dvou stádech. V r. 2021 již žilo v polodivokých stádech 487 zvířat (5 % globální populace) v 17 stádech. Oproti roku 2020 tak ubylo jedno stádo a počet polodivokých zubrů se snížil o 14 zvířat, což bylo důsledkem vypuštění jednoho z rumunských stád do volnosti. Totéž je plánováno u jediného polodivokého stáda v Ázerbájdžánu a pravděpodobně i jinde. Další čtyři stáda by měla být převedena do polodivokého režimu do r. 2022 (jedno v Maďarsku, tři v Nizozemsku = r. 2020 čítaly dohromady 64 jedinců). V r. 2021 bylo geografické rozšíření polodivokých stád následující: Ázerbájdžán (1), Bělorusko (3), Bulharsko (1), Česko (3), Dánsko (2), Francie (1), Německo (1), Nizozemsko (1), Rumunsko (2), Ukrajina (2) (Raczyński 2022).

Důležitá je přirozená sociální struktura polodivokých stád, kdy jejich průměrná velikost činí 28 zvířat, zahrnující smíšené stádo samic s mláďaty, které doplňuje několik dospělých a subadultních býků. Zastoupení obou genetických linií v rámci polodivokých stád je vyvážené. Velikost pastevních rezervací obývaných polodivokými stády se pohybuje od tisíců (např. Zalissia, Ukrajina, 14 845 ha)

přes stovky (Milovice, CZ, 250 ha) až po nejmenší rezervace o vyšších desítkách hektarů (Rokycany, CZ, 50 ha) (Olech a Perzanowski 2022).

4.1.1.5.3. Volně žijící populace

Po vyhubení zubra ve volnosti mezi lety 1919–1927 byl po více než dvou dekádách záchranného chovu v lidské péči v letech 1952–1966 v Bělověžském pralese v Polsku zahájen návrat zubra do evropské přírody. V prvním roce byla do přírody vypuštěna tři zvířata, celkem se pak v rámci uvedeného období do volné přírody vrátilo 38 zvířat, z toho 14 samců a 24 samic. Byl tak položen základ dnes největší volně žijící populace zubra čítající k r. 2021 v polské a běloruské části Bělověžského lesa dohromady celkem 1 482 jedinců (Raczyński 2022).

Do roku 2000 bylo zakládání volně žijících stád pozvolné a bylo omezeno na Bělorusko, Litvu, Polsko, Rusko a Ukrajinu. Jednotlivá stáda se početně pohybovala mezi 3–306 jedinci, většinou v řádu nižších až středních desítek kusů. V r 2000 činil celkový počet volně žijících zubrů 1 669 v 28 stádech v pěti zemích: Bělorusku, Litvě, Polsku, Rusku a na Ukrajině. Po r. 2000 se situace výrazně zlepšila, počet volně žijících jedinců se zvýšil téměř čtyřikrát na 6 819, za pouhých 20 let přibylo 20 nových divokých stád a populací (Olech a Perzanowski 2022, vlastní data). Oproti předchozímu půlstoletí se tak tempo vzniku volně žijících stád téměř zdvojnásobilo. Zároveň přibylo pět nových zemí, kde se zubry podařilo vrátit do volné přírody, konkrétně Bulharsko, Lotyšsko, Německo, Rumunsko a Slovensko. Od r. 2021 probíhá reintrodukce zubra do volnosti v dalších dvou lokalitách v Polsku a v Ázerbájdžánu (Obr. 27). Došlo také ke zvětšení divokých populací, jejichž velikosti dnes činí od 2 do 19 u nově založených po 1 482 dohromady v běloruské a polské části Bělověže.

V roce 2020 se volně žijící populace zubra evropského vyskytovaly v deseti zemích, z toho sedm v Evropské unii: Bělorusko (9 populací / 2 270 jedinců), Bulharsko (1/11), Lotyšsko (1/5), Litva (2/282), Německo (1/26), Polsko (6/2 104), Rumunsko (4/127), Rusko (14/1 596) (Olech a Perzanowski 2022).

Na základě průměrně 60% zastoupení jedinců v reprodukčním věku v rámci jednotlivých populací, průměrného věku, kdy dochází k první reprodukci 4 roky, průměrné přirozené mortalitě dospělců 13 % a generační délce 12 let, byla vypočítána hodnota minimální životaschopné populace (MPV = minimum viable population, viz Plumb et al. 2020). To je ekologická prahová hodnota specifikující nejmenší počet jedinců, umožňující dané subpopulaci s vysokou statistickou pravděpodobností perzistovat po určitý časový úsek. Pro výpočet MPV je klíčové, zda volně žijící populace zahrnuje dostatek dospělých, tj. reprodukčně aktivních jedinců, aby si udržela potenciál ekologické adaptace skrze přirozený výběr. S ohledem na vysokou míru inbreedingu zubra evropského vypočítali Brook et al. (2002) MPV zubří subpopulace 250 jedinců, který by měl (teoreticky) s 95% pravděpodobností garantovat přežití subpopulace po dobu 100 let, znamená to MPV 150 dospělých reprodukčně aktivních zvířat.

V r. 2020 přesahovalo MPV pouze osm z celkem 48 volně žijících populací zahrnující 3 355 jedinců, po třech v Bělorusku (675, 510, 414) a Polsku (715, 707, 334) a po jedné v Litvě (264) a Rusku (855). Třemi zdaleka největšími subpopulacemi jsou již zmíněná bělorusko-polská Bělověž (1 390), tzv. „středoruská“ populace (855) a polsko-slovenské Bieszczady (761) (Raczyński 2021, upraveno MJ).

4.1.1.6. Nároky na prostředí

Zubr je endemitem severozápadního palearktu. V klasickém pojetí je dodnes mnohými považován za lesní druh (např. Krasińska a Krasiński 2007, Obr. 29). Jak ovšem ukazují novější poznatky z různých oborů, jde ve skutečnosti o ekologicky velmi plastický druh, resp. generalistu bez výrazné afinity ke konkrétnímu prostředí. Jak bylo naznačeno výše (Obr. 28, kap. 4.1.1.2.), zubr evropský obýval v rámci středního a pozdního holocénu široké spektrum vegetačních pásem od jižního okraje boreálních lesů v Pobaltí a Rusku přes smíšené a opadavé lesy střední a části západní Evropy, panonské a černomořské stepi až po velehory – Alpy, Karpaty a Kavkaz, kde obýval celý gradient výškových a vegetačních pásem od hladiny moře až nad hranici lesa (Jirků 2022). Z Kavkazu i Alp jsou četné doklady, že zubr běžně obýval alpinské louky nad hranicí lesa ve výškách přes 2 100 m (Heptner et al. 1988, Spitzenberger 2001). Je zajímavé, jak dlouho unikal pozornosti zoologů zjevný nesoulad mezi geografickým rozložením archeozoologických dokladů či historických záznamů a dobovým pojetím zubra jako lesního druhu – viz Jirků (2022). Řada autorů sice v minulosti úzkou vazbu zubra na lesní prostředí zpochybňovala, většinou s ohledem k jeho zjevným adaptacím spásače a právě archeozoologickému záznamu. Zkušenost z dohledné historie však mluvila jasně – zubr byl výhradním obyvatelem hlubokých neobydlených lesů dnešního pomezí Polska a Běloruska a horských lesů Kavkazu. Teprve nedávno si s tímto rozporem začali lámat hlavu ekologové. Až Kerley et al. (2012) publikovali přelomový článek, kde formulovali tezi, podle níž je zubr tzv. refugee species, tedy druh druhotně vytlačený ze svého původního prostředí. Zubr je dnes na základě objektivních důkazů vnímán jako druh, který byl člověkem už velmi dávno vytlačen ze stepí, luk a řídkých parkových lesů, oblastí, odkud pocházejí jeho archeozoologické doklady, do hlubokých hvozdů, které byly v minulosti příliš střežené (Bělověž byla tradičně elitní královská či carská honitba) nebo příliš vzdálené, členité a nedostupné (Kavkaz) pro většinu jeho pronásledovatelů. Založením plachý zubr tak díky své ekologické plasticitě v lesích našel poslední útočiště. Sice na hranici svých ekologických možností, nicméně na rozdíl od temperamentního a možná ekologicky vyhraněnějšího pratura, který se z pořičních nížin a údolí vytlačit nenechal, přeci jen přežil do moderní doby.

Zajímavé poznatky přinesly nové analýzy stabilních izotopů uhlíku a dusíku ze skloviny holocenních radiokarbonově datovaných zubů velkých herbivorů: zubra, pratura, losa a soba. Ukázaly nejen to, že počátkem holocénu byl zubr obyvatelem otevřených lesostepí, ale také to, že měl v jídelníčku vyšší podíl dřevin než pratur, stejně jako odlišnosti nik uvedených velkých herbivorů – zubr byl spásač obývající vyloženě otevřené biotopy, pratur byl také spásač, ale obýval lesnatější oblasti, zatímco los byl podobně jako v současnosti velmi specializovaným okusovačem (Bocherens et al. 2015).

Vzhledem k historicky zakořeněnému smýšlení o zubrovi jako o lesním druhu, byly všechny jeho reintrodukce ve 20. století směřovány do vnitřních částí rozsáhlých lesních komplexů. Tuto skutečnost odráží jeho současné rozšíření. Zubři jsou naštěstí velmi přizpůsobiví, což dokládá jejich perzistence ve velmi kontrastních oblastech hustých listnatých, smíšených i jehličnatých lesů Bělověžského lesa (např. Krasiński et al. 1994, 1999), v Karpatech, kde jim prokazatelně nedělá problém ani strmý terén (vyhýbají se jen skalám), a na Kavkaze, kde v letním období migrují z oblastí zimních refugií v podhorských lesích do oblastí alpinských luk nad hranicí lesa (Pucek et al. 2004), nebo na zcela bezlesých vysokohorských stepích Kyrgyzstánu, kde donedávna prosperovala introdukovaná populace. V Bělorusku a Litvě dokonce žijí velké populace >300, resp. cca 80 jedinců v mozaikovité kulturní krajině s lesíky, loukami a zemědělskými kulturami (Balčiauskas 1999, Anisimava et al. 2015; pozn.: viz střed domovského okrsku jedné z běloruských populací – tato populace čítá přes 300 jedinců a do okolních lesů zasahuje spíše okrajově: 53.483237°N, 28.585897°E). Zubři



Obr. 29. Zubr byl dlouho považován za lesního nevyhraněného býložravce. Ale není tomu tak, je druhem mozaikovité krajiny a specializovaným spásačem. Okus dřevin u něj netvoří více než 20–30 % potravy. Pszczyna, Polsko. © Miloslav Jirků

vypuštění do volné přírody na Slovensku v roce 2004 nejvíce preferovali biotopy sukcesně zarůstajících luk a pasek (Pčola et al. 2006). To je cenné zjištění především v kontextu případné reintrodukce v našich VVP, kde tyto biotopy pokrývají rozsáhlé oblasti. Otevřené lesostepní biotopy preferují zubři také v rezervaci Kraansvlak v nizozemském NP Zuid-Kennemerland (Obr. 30). Totéž lze pozorovat také v tuzemské pastevní rezervaci Milovice na pastvině Traviny v bývalém VVP Milovice-Mladá (dnes NPP Mladá) u Benátek n. Jizerou, kde zubři z polských lesních rezervací vyhledávali otevřené prostory již bezprostředně po importu (Obr. 31).

Výzkum chování zubrů v nově zakládaných divokých populacích jistě přinese další zajímavé informace, zejména nyní, kdy autority koordinující plemennou knihu a záchranné chovy i ochranářská komunita začínají zubra chápat jako nelesní druh a podporují reintrodukce i mimo rozsáhlé lesní komplexy. Cenné poznatky by rozhodně přinesla reintrodukce zubra v Doupovských horách i Oderských vrších, kde by mohl zubr své habitatové preference uplatnit na velké prostorové a habitatové škále od kultivovaných luk přes parkovité a sukcesní plochy až po zapojené lesy různého typu. Šlo by o unikát – v podstatě nikde v rámci svého současného výskytu totiž zubr vzhledem k historickým souvislostem nemá k dispozici tak pestrou krajinnou mozaiku.

Z hlediska managementu a welfare populací zubrů, zejména v polodivokých chovech, jsou cenné informace získané ruskými zoology v 19. a na začátku 20. stol. na základě pozorování původní kavkazské populace (Heptner et al. 1988). Zubr se na rozdíl od mnoha jiných velkých turů nekoupe a neválí v bahně. Výjimkou je pouze překonávání vodních překážek během migrací. Někdy zubři vstupují do vody za horkého počasí nebo při pití (Jirků – vlastní pozorování).) Zubři se však často oddávají prachovým či písečným koupelím na místech se suchou lehkou půdou nebo pískem. Tato koupaliště o průměru několika metrů si často sami vytvářejí rozrušováním drnu (Obr. 10). Prachová/písečná koupaliště užívají jen po několik týdnů, poté si vytvářejí koupele nové. Dalším důležitým požadavkem na prostředí je přítomnost ložisek půd či pramenů bohatých na minerály. Na Kavkaze je známa řada minerálních lizů, které zubři spolu s jinými kopytníky pravidelně navštěvují. Zejména se tak děje brzy ráno a večer, přičemž k lizům vedou mnohakilometrové zubří stezky udržované po generace.

Stejně jako ostatní velcí býložravci hraje i zubr zásadní roli v přírodních ekosystémech při udržování vysokého stupně různorodosti biotopů, a tedy biodiverzity obecně. Zubři upřednostňují pastvu na otevřených prostranstvích a podél lesních okrajů, kde do značné míry potlačují růst náletových dřevin



Obr. 30. Napříč stereotypní představě zubra jako obyvatele hlubokých lesů se zubrům daří v otevřených savanových (lesostepních) biotopech. V mozaice písečných dun a travnatých stepí s rozptýlenými dřevinami rezervace Kraansvlak v nizozemském NP Zuid-Kennemerland se zubrům i bez přikrmování a jakékoliv podpory ze strany člověka daří dobře, jejich počet během necelých sedmi let vzrostl z šesti zakladatelů r. 2007 na 24 kusů r. 2014. Telemetrický monitoring ukázal, že po období počáteční plachosti, kdy si zvykali na nové prostředí a zhruba rok a půl se za dne zdržovali v lese, se zubři do lesa už nevrátili. Preferují otevřená stanoviště a do lesa se neuchylují ani k odpočinku. Kraansvlak, Nizozemsko. © Miloslav Jirků



Obr. 31. Lokalita Traviny v bývalém VVP Milovice-Mladá je od prosince 2015 první tuzemskou lokalitou, která je udržována činností divokých koní a velkých turů. Přestože všichni jedinci základního zubřího stáda pocházejí z uzavřených lesních rezervací v Polsku a nikdy mimo les nežili, vyhledávali otevřené prostory již bezprostředně po importu. Od vypuštění z aklimatizační ohrady nejsou nijak přikrmováni, ochotně spásají stařinu, okusují dřeviny a obírají sezonní plody. Soužití zubrů s pratury a koňmi je dle očekávání bezproblémové, prakticky bez vzájemných interakcí. Není divu, velcí tuři a koně spolu prodělali dlouhou evoluční historii a ekologicky se vzájemně komplementárně doplňují. © Michal Köpping

a keřů, čímž vytvářejí jemnou mozaiku různých prostředí nezbytných pro existenci řady živočichů a rostlin vázaných na bezlesá stanoviště (Perzanowski a Paskiewicz 2000). Aktivním vytvářením prachových/písečných koupališť vytvářejí mozaiku raně sukcesních plošek v zapojených trávnících (viz Obr. 14, Jirků – vlastní pozorování, Kemp 2015).

4.1.1.7. Rozmnožování a růst zubrů

Z pozorování v zajetí vyplývá, že zubří býci pohlavně dospívají ve druhém roce života (Jaczewski 1958, Zablotsky 1949). Studie pohlavních orgánů volně žijících samců však ukazují, že ve volné přírodě býci dospívají až ve třetím roce života a plně pohlavně aktivní jsou mezi čtvrtým a dvanáctým rokem (Czykier et al. 1999).

Ve volně žijících populacích se mladí býci do věku šesti let nezapojují do reprodukce, protože jim to neumožňují starší býci, podobně jsou na tom býci starší 12 let, kteří naopak neobstojí v konkurenci mladších. Do rozmnožování se tedy mohou zapojit až ve věku 6–12 let a jejich reprodukční období je tedy poměrně krátké (Krasiński 1967, Krasiński a Raczyński 1967, Krasińska a Krasiński 1995). Po dvanáctém roce života je již pohlavní aktivita samců nízká a výrazně u nich klesá i produkce spermií (Czykier et al. 1999).

Zubří samice obvykle dospívají ve třetím roce života, ve 24.–28. měsíci života, první mládě pak ve volné přírodě porodí ve třetím (20 % prvorodiček), čtvrtém (43,5 %) a pátém či šestém (36,5 %) roce života (Krasiński 1967, Krasiński a Raczyński 1967, Raczyński 1975, Krasińska a Krasiński 1995). Samice jsou plodné až do konce svého života, což ve volně žijících populacích představuje zhruba 18–20 let (Balčiauskas 1999, Krasiński 1978).

Doba říje ve volně žijících populacích trvá od srpna do října. Samci bývají v této době velmi agresivní především vůči mladším samcům. Doba březosti udávaná jednotlivými autory se různí, průměrné hodnoty jsou 264–267,4 dne s rozpětím 254–279 dní (Jaczewski 1958, Kiseleva 1969, Krasiński a Raczyński 1967). Samice mívají téměř vždy jedno, výjimečně dvě telata, zpravidla každý druhý rok. Za svůj život tak porodí kolem devíti telat.

Před porodem se matky oddělují od svých stád a s telaty se k nim opět připojují až několik dní po porodu (Koubek et al. 2002). Porod trvá od 1 h 30 min do 2 h 11 min, krávy rodí vleže a ihned po porodu začnou mládě olizovat (Pucek et al. 2004). Porody probíhají většinou od května do července, především u zubrů v zajetí nebo polodivokých chovech jsou však známy i podzimní porody (Koubek et al. 2002).

Tele se poprvé postaví na nohy 22–45 min po porodu, k prvnímu kojení pak dochází během první hodiny života telete (Daleszczyk a Krasiński 2001). Dlouhodobá pozorování zubra evropského v Bělověži ukazují, že poměr pohlaví při narození je zhruba 1 : 1, nicméně v některých letech jsou pozorovány odchylky (Pucek et al. 2004).

Právě narozená telata váží v průměru 28 kg (16–38 kg) v případě samců a 24 kg (15–33 kg) v případě samic. V prvních měsících života telat jsou pozorovány tři fáze vývoje jejich sociálních vazeb. V první fázi jde o vytváření vazby mezi mládětem a matkou (Obr. 32), kdy se mládě zdržuje v její těsné blízkosti. Ve druhé fázi pak o vytváření vazeb ve skupině telat v rámci stáda, ve třetí fázi pak o začleňování mláděte do hierarchie celého stáda (Daleszczyk 2005). Telata jsou kojena většinou 6–8



Obr. 32. Ve fázi vytváření vazby mezi zubřím mládětem a jeho matkou se tele zdržuje v těsné blízkosti matky, která s ním několik dní po porodu zůstává mimo stádo. NPP Mladá (Milovice), pastvina Traviny. © Robert Marc Lehmann

měsíců, pokud se samici nenarodí další mládě, mohou sát mateřské mléko déle. S matkou se mláďata zdržují do dvou až tří let věku (Krasiński 1978, Krasiński a Raczyński 1967).

Reprodukční potenciál populace se vyjadřuje koeficientem porodnosti a koeficientem plodnosti. Koeficient porodnosti, tedy poměr počtu narozených telat k velikosti populace, se ve víceletých cyklech u velkých a středně velkých populací pohybuje průměrně mezi 14–17 %, přičemž u různých populací zubrů byla zaznamenána minimální hodnota 5 % a maximální 35 % (Krasiński a Raczyński 1967, Krasiński 1978, Krasiński et al. 1994, 1999; Krasiński a Krasińska 1992, 1994). Koeficient plodnosti udává poměr čerstvě narozených mláďat k počtu samic v reprodukčním věku a pohybuje se od 40 % v běloruské části Bělověže po 50 % v polské části Bělověže (Krasiński et al. 1999). To znamená, že ve volně žijící populaci rodí každý rok mládě téměř polovina samic schopných rozmnožování (Krasiński 1978, Krasiński et al. 1994, 1999). Nejvyšší koeficient plodnosti (70,3 %) byl zaznamenán v polské Bělověži v prvních letech po vypuštění zubrů do volné přírody (1958–1966), kdy populace zubrů rychle rostla (Krasiński 1978, Krasiński a Raczyński 1967).

Nejvyšší tempo tělesného růstu je u zubrů zaznamenáno v prvním roce života. Později je tempo růstu pomalejší a ve věku 5–6 let se zastavuje. Maximální tělesné rozměry u býků ve věku šesti let a starších byly v Bělověži zaznamenány následovně: výška v kohoutku 188 cm, délka těla 300 cm, šikmá délka těla 270 cm, obvod trupu 280 cm. U dospělých krav stejné populace byla zjištěna maximální výška v kohoutku 167 cm a maximální délka těla 270 cm.

Maximální zjištěný věk zubrů v zajetí je 23 let u samců a 28 let u samic. Ve volné přírodě však nežijí samci déle než 14–16 let a nejstarší doložená samice v Bělověžském pralese se dožila 24 let (Krasiński

1978). Přirozená úmrtnost zubrů ve volné přírodě je nízká (2,8–3,5 %) a je výrazně vyšší u samců než u samic (Krasiński et al. 1999).

4.1.1.8. Struktura populace

Zubr je stádní zvíře. Základními jednotkami populace zubrů jsou smíšené nebo výlučně samčí skupiny. Smíšené skupiny jsou zpravidla vedeny jednou vůdčí samicí (Bunevich a Kochko 1988, Krasińska et al. 1997) a zahrnují samice, mladé kusy ve věku 2–3 let a mláďata, k nimž se dočasně přidružují dospělí býci. Průměrná velikost smíšené skupiny je závislá na prostředí. V průměru mají skupiny 8–13 zvířat (Krasiński a Krasińska 1992, 1994, Krasiński et al. 1994b, 1999). V Bělověži jsou v 65–85 % případů pozorovány spíše větší smíšené skupiny, nejčastěji kolem 20 kusů zvířat. Skupiny býků jsou malé, v průměru dvoučlenné. Přes 50 % býků vede samotářský život a v období říje žije samotářsky až 80 % samců (Koubek et al. 2002, Krasiński a Krasińska 1994, Krasiński et al. 1994). Velikost a struktura smíšených skupin se mění, nejde o rodinné skupiny. Některé změny jsou relativně pravidelné, sezonní (rození telat, spojování s býky v období říje), jiné souvisí s etologií (odcházení odrostlých mláďat od stáda atd.).

Skupiny, které se potkávají, se často spojují a poté se zase rozdělují, přičemž si mnohdy vymění některé členy. Především pouta s mladými členy stáda nejsou příliš silná, nejčastěji mění skupiny mladí býci (Krasińska et al. 1987).

V zimním období se zubři sdružují do poměrně nestabilních větších stád, čítajících i více než 100 kusů. V takových stádech přitom býci tvoří až 35 % (Koubek et al. 2002). To jsou však extrémy známé z okolí přikrmovacích stanic, nepřikrmovaní zubři dnes vytvářejí zimní stáda o velikosti nejvýše několik desítek jedinců. Na jaře se velká zimní stáda opět rozpadnou do menších skupin.

Celkovou strukturu populace zubrů v polské Bělověži tvoří krávy ve věku čtyři a více let představující 35 % populace, býci ve věku čtyř a více let pak představují 25 %, mláďata obou pohlaví ve věku 2–3 roky tvoří 25 % a telata do jednoho roku představují 15 % populace (Krasiński et al. 1994, 1999).

4.1.1.9. Prostorové nároky a migrace zubrů

Velikost domovského okrsku, tedy území obývané jednotlivými zubry, se liší podle velikosti skupiny, charakteru obývaného prostředí i ročního období. Tam, kde mají zubři dostatek otevřených či polootevřených ploch s dostatkem pastvy a keřů, jsou domovské okrsky stád i násobně menší než v lesnatých oblastech.

V rovinatém lesním prostředí polské Bělověže je během vegetačního období „letní“ domovský okrsek samic ve smíšených stádech s mláďaty průměrně 69 (rozmezí 45–97) km^2 a výrazně se neliší od domovského okrsku býků o velikosti 70 (29–152) km^2. V biotopově pestřejší hornaté krajině polských Bieszczad jsou odhadované letní domovské areály výrazně menší 27 (1–62) km^2. Největší areály mají zvířata žijící v málo úživných lesnatých oblastech s chudým bylinným podrostem, a to i v případě dostupnosti polních kultur (Puszcza Knyszyńska). Nejmenší areály vykazují zubři v mozaikovité krajině nebo v lesnaté krajině s výrazným podílem světlých lesů s bohatým bylinným a keřovým podrostem (Bieszczady).

Velikost domovského okrsku mladých býků ve věku 4–6 let je průměrně 44 km^2, což je podstatně méně než u reprodukčně aktivních býků starších šesti let, jejichž domovský okrsek zahrnuje průměrně 84 km^2. Zimní domovské okrsky přikrmované populace v Bělověži dosahují hodnot 8 (0,4–

34) km^2 u krav a 11 (0,8–32) km^2 u býků. Extrémně malé zimní domovské okrsky jsou nepřirozené a odrážejí hodnoty zubrů trávících období vegetačního klidu v těsné blízkosti krmišť. Oproti tomu zimní domovské okrsky nepřikrmované populace žijící v hornaté krajině polských Bieszczad dosahují 83 (59–123) km^2. Velikost zimního domovského okrsku je přirozeně dána potravní nabídkou, mocností a délkou trvání sněhové pokrývky i teplotou vzduchu, ale jak bylo naznačeno, zimní přikrmování, zejména intenzivní a prováděné na stabilních krmištích, jej může markantně zmenšit. U intenzivně (denně) přikrmovaných zubrů se pohybuje průměrně kolem 3 km^2, zatímco zvířata přikrmovaná méně intenzivně (1–2× týdně) využívají domovské okrsky kolem 16 km^2 a nepřikrmovaná zvířata 30 km^2 (Olech a Perzanowski 2022).

Největší domovské okrsky obývají býci v okrajových oblastech výskytu, jejichž areál může mít rozsah 136,5–151,6 km^2. Maximální rozsah domovského okrsku samic může dosahovat až přibližně 100 km^2. V době říje se domovský areál býků výrazně zvětšuje. Při telemetrickém sledování byl zjištěn nárůst z 26 km^2 na 55 km^2. Hustota populace se u jednotlivých populací pohybuje od 0,4 do 1,2 kusu na km^2. Zubr evropský si svůj domovský okrsek nebrání před ostatními příslušníky svého druhu a areály jednotlivých skupin a jedinců se proto překrývají. V zimním období stáda i samotářští býci obývají poměrně malá území o rozloze několika set až několika tisíc hektarů (Krasińska et al. 2000).

Pro zubra evropského je charakteristické intenzivní využívání centrální části domovského okrsku s dostatkem pastvy a napajedel (Krasiński et al. 1999). Toto jádrové území s 95% pravděpodobností přítomnosti jedince zaujímá podle sledování z polské Bělověže a Bieszczad asi 20 % domovského areálu jedince/skupiny. Například v Litvě je rozsah jádrové oblasti tamních populací asi 20 km^2, avšak zvířata často navštěvují celkové území 100–200 km^2 (Balčiauskas 1999). Velikost domovského okrsku jedinců vypuštěných v NP Poloniny na Slovensku byla v období od 10. 12. 2004 do 2. 2. 2006 celkem 72,54 km^2 (Adamec 2006, Adamec et al. 2006), přičemž maximální vzdálenost zubrů od aklimatizační obory byla 11,07 km (Perdíková 2006).

Výše uvedené údaje jsou důležité při plánování reintrodukce zubrů. V lesnaté krajině je oblast 200 km^2 považována za dostatečně velkou pro populaci 50 až 70 jedinců, jak ovšem naznačují omezená data z oblastí, kde mají zubři dostatek nelesních a sukcesních ploch, může být nosná kapacita stejného území i násobná (Kemp 2015, vlastní pozorování). Velikost domovského okrsku a hustota populace závisí především na úživnosti prostředí, dostupnosti a množství potravní nabídky, přičemž rozšíření zubrů nejvíce (negativně) ovlivňuje hustota lidského osídlení a přítomnost frekventovaných pozemních komunikací, zatímco zemědělské a lesnické aktivity nikoliv (Pucek et al. 2004, Ziółkowska et al. 2016). Nedávno publikované analýzy zohledňující výše uvedená kritéria ukazují, že v ČR jsou nejméně čtyři oblasti dostatečné velikosti nabízející vhodné prostředí pro zubry (viz Kuemmerle et al. 2011), další analýza uvádí až devět potenciálních lokalit (Romportl & Zýka 2016).

Disperzi zubrů a jejich schopnost kolonizovat nové oblasti výrazně ovlivňují zejména rušné silnice, jejichž přítomnost může vést k tomu, že zubři neosidlují rozsáhlé i jinak vyhovující plochy biotopů přímo navazující na jimi již hustě osídlený region. Například v polských Bieszczadech je areál tamní subpopulace ohraničen severojižně probíhajícími frekventovanými silnicemi. S růstem bieszczadské populace sice dochází k disperzi zubrů, ta však překvapivě nesleduje rozsáhlé plochy vhodných biotopů podél východo-západně probíhajícího pásma Karpat, ale spíše severo-jižně paralelně s rušnými komunikacemi směrem do osídlené nížiny (Ziółkowska et al. 2016).



Obr. 33. Zubři nejenže preferují mozaikovitou polootevřenou krajinu, ale navíc se výrazně podílejí na obnově a následném udržování její pestrosti. Pastva zubrů tak přispěla na několika stech hektarech milovické pastevní rezervace k ústupu dříve dominantních druhově chudých vysokostébelných trávníků, obnově květnatých luk a expanzi vzácnějších taxonů rostlin. Důležitá je jejich tendence spásat řadu potenciálně expanzivních dvouděložných bylin, které koně vůbec nežerou. Velcí tuři a koně se vzájemně doplňují a společně tak vytvářejí pestrá travinobylinná stanoviště. Pastevní rezervace Milovice, NPP Mladá. © Michal Köpping (nahoře) a Vojtěch Lukáš (dole)

Zubr je zvíře stálé, jeho migrace v letním období souvisí s prostorovou nabídkou potravy. Rozloha momentálně využívaných pastvin kolísá podle období a odráží vzdálenosti, které stádo přejde za den. Průměrně se stádo za den přemísťuje o 1–3 km, často se však i několik dní zdržuje na jednom místě (Pčola 2007). Příčiny migrace mohou souviset také se sociální strukturou a hustotou populace.

Pozorování v Polsku ukázala, že stádo ušlo za den až 7 km a jednotliví býci i více než 10 km (Krasiński 1969). Migrace na velké vzdálenosti byly pozorovány v Polsku, Bělorusku a Litvě. Z Polska je známa 300km migrace býka z Bieszczad severozápadním směrem, tuto vzdálenost přešel za 28 dní.

Lesní masiv Puszczy Boreckiej na severovýchodě Polska poměrně často opouštějí býci migrující do vzdálenosti 30–100 km. V běloruské části Bělověže v letech 1968–1971 jednotliví býci migrovali do vzdálenosti 70–180 km (Krasiński a Krasińska 2004).

Výrazná migrace byla zaznamenána také po reintrodukci zubrů na Slovensko. Od srpna do listopadu přešel během říje mladý samec přibližně 170 km, dokud nebyl imobilizován a převezen zpět do aklimatizační obory (Pčola 2007).

Zajímavý je vývoj populace v polské části Bělověžského lesa. V současnosti zde volně žije kolem 800 jedinců na cca 600 km^2 (pro zajímavost – dvě největší tuzemské lokality bývalých vojenských prostorů, které zde doporučujeme k reintrodukci zubra, mají asi poloviční velikost a výrazně vhodnější mozaikovitou strukturu krajiny i potravní základnu). I přes intenzivní zimní přikrmování zjevně zubří populace polské části Bělověžského lesa přesáhla nosné kapacity lesa samotného i pro zubry akceptovatelnou míru sociálního stresu v okolí zimních krmišť, a zubři se stávají stabilní součástí okolní, zemědělsky extenzivně využívané krajiny. Obě pohlaví jsou pozorována průměrně 1,8 km od okraje lesa, většina (93–94 %) pochůzek mimo les spadá do 5 km rádia od lesního okraje a je soustředěna do období listopad–duben (býci 78 % a 88 % samic – Kowalczyk et al. 2013). Vzhledem k období těchto vycházek se předpokládá, že jde o důsledek nedostatku potravy v lese v době vegetačního klidu, umocněný zvýšenou populační hustotou. To naznačuje, že bělověžská populace je ve fázi pulzních expanzí, které jsou typické pro druhy zpětně osidlující svůj historický areál, a zdá se tedy na nejlepší cestě ke spontánnímu rozšíření do přilehlých regionů.

4.1.1.10. Potrava

Podobně jako ostatní přežvýkavci je i zubr adaptován na příjem širokého spektra rostlinné potravy. Její vysoká spotřeba vyžaduje častý přesun stáda na nová stanoviště. Fyziologie trávení je přizpůsobena na příjem a zpracování jak travin, tak opadaného i živého listí, kůry či mladých větviček (Gill 1999, Hofmann 1978, Kasiński et al. 1999).

Velmi zajímavé jsou výsledky prvních studií potravních preferencí zubra ve vyloženě nelesních biotopech. V již zmiňované rezervaci pobřežních dun v Nizozemsku (Kraasvlak, NP Zuid-Kennemerland) tvoří 80 % potravy zubrů byliny, zejména trávy. Ostatní rostliny, zejména dřeviny (nejvíce na podzim, v zimě o něco méně), tvoří 20 % potravy, na dvouděložné z toho připadají zanedbatelné nižší jednotky procent. Tento poměr napomáhá k nárůstu květnatosti lokalit, kde se zubři pasou (Obr. 33). Ze dřevin se těší oblibě zubrů zejména hlohy (*Crataegus*), rádi loupou kůru javorů (*Acer*) a brslenu (*Euonymus*) a sbírají žaludy (Cromsigt et al. 2018, Kemp 2015). Tato pozorování velmi názorně ukazují, jak moc zkreslené jsou dosavadní znalosti o potravním chování zubra, založené dosud zcela výhradně na pozorování v suboptimálním lesním prostředí (viz níže).

Studie z lesů polské Bělověže ukazují vyšší podíl dřevin v zubří dietě, kde však dřeviny představují jen 33 % potravy. Potrava zubrů v lesním prostředí Bělověže zahrnuje celkem 131 druhů cévnatých rostlin. Z toho je 27 druhů stromů a keřů, 14 druhů trav a ostřic a 96 druhů dvouděložných bylin. Z dřevin byly zubry preferovány habr obecný (*Carpinus betulus*), vrba jíva (*Salix caprea*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), z travin třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), ostřice lesní (*Carex sylvatica*), ostřice srstnatá (*Carex hirta*) a z bylin bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), pryskyřník kosmatý (*Ranunculus lanuginosus*) a pcháč zelinný (*Cirsium oleraceum*). U dubu letního (*Quercus robur*), habru obecného, jasanu ztepilého a jedle bělokoré (*Picea abies*) byla velmi často konzumována i kůra. Oblíbenou a velmi důležitou komponentou potravy jsou žaludy – po plodných rocích dubu obvykle následuje rok vyšší natality zubrů, dále nejrůznější lesní plody (oblíbené jsou např. ostružiny) a houby (Borowski a Kossak 1972, Heptner et al. 1988, Krasiński et al. 1999). V běloruské části Bělověže, kde je vyšší podíl jehličnatého lesa, luk a lesních pastvin, bylo v potravě zubrů nalezeno 331 botanických druhů, nejvíce byly zastoupeny lipnicovité, hvězdnicovité a bobovité (Korochkyna 1969, 1972).

Analýzy obsahu žaludku v rámci jiných výzkumů ukázaly, že až 90 % obsahu žaludku tvoří trávy a byliny, zatímco dřeviny tvoří přibližně 7–13 % (Gębczyńska et al. 1991). Další výzkumy pak ukazují, že základní dietu zubrů tvoří zhruba 50 druhů trav a bylin a 10 druhů stromů a keřů a liší se podle regionů (Kazmin a Smirnov 1992, Kazmin et al. 1992, Korochkina 1969, 1972).

Výzkum zaměřený na sledování označených zubřích býků ukázal, že se živí především spásáním přízemní vegetace, která tvořila 95 % jejich jídelníčku, daleko méně pak okusováním listí, pupenů a mladých výhonků (3 %) a okusováním kůry (2 %). Ohryzávání a loupání kůry je nejintenzivnější koncem zimy a v dubnu, kdy u lesních populací představuje až 18 % potravy (Krasiński et al. 1999).

Zubři žijící v převážně antropogenní krajině, jako např. v Litvě a některých částech Běloruska, se živí převážně travami a zemědělskými plodinami (Balčiauskas 1999). Na Kavkaze žijí zubři převážně v lese, ale během letního období spásají vysokohorské louky (Kazmin et al. 1992). U hybridní populace zubra evropského a bizona amerického na Kavkaze (Rusko) dokonce došlo k přechodu zbývající populace na zimování na klimaticky drsnějších alpinských loukách namísto dříve užívaných zimních refugií v níže položených lesích. Populace tak reagovala na pytláctví během nestabilních 90. let 20. stol.

V aklimatizační ohradě v NP Poloniny bylo zaznamenáno spásání dvaceti druhů bylin a travin. Ve volné přírodě pak zubři konzumovali ostružiny, maliny a borůvky, ohryzávali kůru a požírali větve a kůru osiky, lísky, olše, třešně a buku. V zimním období vyhrabávali zpod sněhu suchou trávu, konzumovali suché listí buku a byli přikrmováni senem (Pčola 2007).

Výše uvedené údaje naznačují, že poměr bylin a dřevin v potravě zubrů se může mezi jednotlivými oblastmi a biotopy podstatně lišit. Zajímavé výsledky v tomto směru přinesla nová studie z polské Bělověže založená na analýze DNA rostlin z výkalů zubrů (Kowalczyk et al. 2011). Ukázalo se, že podstatnou roli hraje nejen biotop, ale také dostupnost lidmi dodávané potravy, převážně sena. Srovnáváno bylo nejen potravní spektrum zubrů obývajících les a kulturní krajinu, ale zohledněna byla také intenzita zimního přikrmování. U zubrů zimujících v lesích bez přikrmování představovaly různé části dřevin, včetně keřů, celých 65 % potravy, oproti pouhým 16 % (v jiných studiích dokonce jen 4–10 %) u intenzivně přikrmovaných populací. Ze dřevin byly preferovány lesnicky málo významné druhy, průměrně 33 % konzumovaných dřevin představovaly líska a habr (u lesních nepřikrmovaných populací však tvořily celých 49 %), následované břízou (15,6 %), vrbami (10,6 %),

borovicí lesní (9,7 %), dubem (8,3 %) a topolem (5,5 %). Další dřeviny tvořily dohromady 17,3 % v tomto pořadí: smrk (4,4 %), olše (4,1 %), jasan (2,6 %), jilm (1,9 %), javor (0,9 %), lípa (0,7 %) a ostatní (2,7 %). Zajímavý je význam borovice, která byla v důsledku omezené potravní nabídky konzumována téměř výhradně zubry zimujícími v kulturní krajině, u nichž tvořila kolem 30 % zkonzumovaných dřevin. Ze studie vyplynuly dva hlavní závěry významné z hlediska managementu populací zubra. První závěr je ten, že (i) zubři v zimním období ochotně přijímají náhradní potravu, což v případě potřeby výrazně snižuje konzumaci dřevin, potažmo jejich vliv na lesní porosty. Za druhé (ii) převážná většina zubry konzumovaných dřevin jsou komerčně nevýznamné nebo málo významné taxony, jako líska, habr, bříza, vrby a topoly (dohromady 71,5 %), zatímco lesnicky významné druhy, jako borovice, dub, smrk, jasan, javor a lípa, dohromady představují pouze 28,5 % konzumovaných dřevin.

Výsledky Kowalczyka a kol. (2011) navíc potvrdily výsledky starších studií. Prvním bylo, že zubři zimující v kulturní krajině rádi jako potravní zdroj využívají balíky sena ponechané zemědělci přes zimu na loukách. Z hlediska managementu populací zubrů je pak důležité zjištění, že vliv na lesní porosty je nejvyšší u intenzivně přikrmovaných zubrů, resp. v okolí stálých krmelců, přestože intenzivně přikrmovaní zubři konzumují dřeviny jen v malém množství. To je samozřejmě způsobeno nepřirozeně vysokými koncentracemi zubrů zdržujícími se celou zimu na malém území. Celkově lze shrnout, že málo intenzivní přikrmování 1–2krát týdně probíhající nepravidelně na různých místech zabraňuje škodám na lesních porostech a zemědělských plodinách. Navíc s ním nejsou spojeny negativní dopady na ekologii a zdraví populace, které jsou typické pro intenzivní přikrmování u stálých krmelců (Kowalczyk et al. 2011).

Vzhledem k tělesné velikosti zubra je denní objem přijímané potravy/biomasy značný: mláďata od šesti měsíců do jednoho roku spotřebují 8,5 kg, 2–3leté mladé kusy 19,5–28,5 kg a dospělí 23,0–32,0 kg. Potrava obsahuje vysoký podíl (7–40 %) listů a výhonků dřevin a 60–93 % trav a bylin (Gębczyńska et al. 1991, Gębczyńska a Krasińska 1972).

Denní spotřeba potravy zubra evropského žijícího v uzavřeném prostoru v Prioksko-Terrasnoj rezervaci byl 25–50 kg biomasy, kterou tvořila tráva, seno a vrbové větve v závislosti na věku zvířat a druhu potravy (Kholodova a Belousova 1989). Někteří autoři uvádějí denní příjem potravy mezi 30 až 60 kg (Alexandrov a Golgovskaja 1965). Potravní požadavek na příjem sušiny v potravě byl u zubrů definován jako 15–22 g/kg hmotnosti zvířete (Kholodova a Belousova 1993).

V Bělověžském pralese je podle výpočtů stádo zubrů schopné spotřebovat 0,9 % biomasy bylinného patra v jehličnatých a listnatých lesích (Krasińska et al. 1997). Základní potravu tvoří traviny a byliny doplněné malým množstvím (do 10 %) dřevin (Borowski a Kossak 1972; Gębczyńska et al. 1991). V zimě může být podíl dřevin vyšší, zvláště pokud nejsou zvířata přikrmována (Kazmin a Smirnov 1992, Korochkina 1969).

Fyziologie trávení potravy je u zubrů prakticky stejná jako u domácího skotu (Gębczyńska et al. 1974, Kowalczyk et al. 1976). V létě trvá průchod potravy trávicím traktem zubrů 17 h až 10 dnů, v zimě pak 19 h až 17 dnů (Gill 1999).

V teplé části roku navštěvují zubři napajedla nejméně dvakrát denně, ale v deštivém počasí i dva až tři dny nepijí, přičemž denní spotřeba vody je až 50 l (Heptner et al. 1988).

Typickým aspektem potravní ekologie a interakce s okolním prostředím je u velkých býložravců, zubra nevyjímaje, rozšiřování semen rostlin, kterými se živí. Semena řady rostlin po průchodu trávicím traktem býložravců často vykazují vyšší klíčivost, a pro některé rostliny jde dokonce o nezbytnou podmínku pro vyklíčení. Bylo zjištěno, že průměrné množství semen a druhů šířených rostlin v jednom vzorku trusu je u zubra 5–15, respektive 2–3krát nižší než u koní a skotu. Nicméně celkový počet druhů rostlin rozšiřovaných zubřími exkrementy je 2–3krát vyšší u zubrů než u jiných, domácích i divokých, velkých kopytníků. To naznačuje, že také zubr je významným šiřitelem rostlin, které tvoří jeho potravu, a je tedy schopen do určité míry ovlivňovat květenu obývaných lokalit (Jaroszewicz et al. 2009). Vzhledem k těmto skutečnostem by měla být věnována patřičná pozornost původu a kvalitě sena předkládaného jako doplňková potrava v divokých a polodivokých chovech.

4.1.1.11. Genetické linie

Všichni čistokrevní zubři pocházejí ze základní skupiny pouze 12 zvířat a reprezentují tak rekombinaci pouze 12 diploidních sad genomů (Slatis 1960). Jedenáct z 12 zvířat zakládajících chov (všechna *Bison bonasus bonasus*) pocházejí z Bělověžského pralesa, ze zoo v Berlíně a Budapešti a z polské rezervace Pszczyna. Jeden býk zubra kavkazského (*Bison bonasus caucasicus*) narozený r. 1907 na Kavkaze byl přivezen v roce 1908 do Německa. Tento býk jménem Kaukasus dal pak základ nížinně-kavkazské linii evropského zubra, zatímco zvířata pocházející výhradně z Bělověžského pralesa dala vzniknout linii nížinné.

Rozlišovány jsou dvě genetické linie populací zubrů, jejichž populace nejsou vzájemně míseny:

Nížinná linie (*Bison bonaus bonasus*), někdy zvaná Bělověžská linie, pochází z pouhých sedmi zakládajících zvířat (4 samci, 3 samice), která se dožila záchranného programu r. 1923, a zahrnuje všechna čistokrevná zvířata nominotypického poddruhu *B. b. bonasus*. Malou, ale důležitou část nížinné linie tvoří také skupina několika zvířat převezených v roce 1865 z Bělověže do města Pszczyna (1 samec, 3 samice), která byla doplněna po roce 1909 o pět krav z Bělověže a další tři býky. Tři zvířata (2 samci, 1 samice) přežila do roku 1922. Tato skupina byla po 2. světové válce spojena se zvířaty, která přežila v polské Bělověži (Czudek 1930, Pucek 1991).

Nížinně-kavkazská linie (*Bison bonasus caucasicus* × *Bison bonaus bonasus*) pochází ze skupiny 12 zakládajících zvířat (5 samců, 7 samic), složené z 11 zvířat nominotypického poddruhu a posledního žijícího býka zubra kavkazského (*B. b. caucasicus*).

4.1.1.12. Inbreeding

Z malého počtu zvířat zakládajících současnou populaci zubrů pramení problémy spojené s příbuzenskou plemenitbou (inbreedingem) a z ní vyplývající malou genetickou variabilitou. Odhaduje se, že 80 % genů v současné populaci zubrů pochází z pouhých dvou (!) zakladatelů. Hodnoty heterozygotnosti mikrosatelitů jsou u zubrů v porovnání s bizonem severoamerickým poloviční (Tokarska 2010). Výsledkem je vznik téměř inbrední linie s vysokým stupněm homozygotnosti (Kobrynczuk 1985, Olech 1987, 1989). Právě genetické problémy mohou mít zásadní vliv na záchranu zubrů, resp. na rozmanitost a adaptabilitu současných a budoucích populací.

Informace z plemenné knihy ukazují, že r. 1980 byl průměrný koeficient inbreedingu u obou linií dohromady na úrovni 20,2 %. V roce 1990 byl průměrný koeficient inbreedingu u nížinné linie 43,98 %, u nížinně-kavkazské linie „jen“ 26,28 % (Olech 1989). To je dáno jak malým počtem

zakládajících zvířat, tak dlouhodobou izolovaností bělověžské populace (nejméně od 17. stol.) od ostatních populací zubrů.

Další data ukazují, že přibližně 13 % celosvětové populace zubra dosahuje inbreedingu více jak 35 %, přibližně u 1,5 % populace je inbreeding vyšší než 50 % a u některých stád, například v lokalitě Pscyna, dosahuje inbreeding dokonce 60 % (Koubek et al. 2002).

Naštěstí se ukazuje, že inbreeding má u zubrů malý vliv na případný kolaps populace, přesto může mít vliv na vývoj a demografickou charakteristiku stáda (Sipko et al. 1999). Prokazatelně se negativní vliv příbuzenské plemenitby projevuje především v životaschopnosti mláďat: paradoxně u nížinně-kavkazské linie s výrazně nižším koeficientem inbreedingu byla zjištěna statisticky významná souvislost mezi úrovní příbuzenské plemenitby a úmrtností mladých zvířat. U nížinné linie s mnohem vyšší úrovní příbuzenské plemenitby však vztah mezi inbreedingem a úmrtností mláďat zjištěn nebyl (Belousova 1993, Olech 1987, 1989, Slatis 1960). Prokázán byl také negativní vliv inbreedingu na vývoj kostry, především u samic. Opět se silně projevuje především u nížinně-kavkazské linie (Kobryńczuk 1985). Snížená genetická variabilita a vysoká homozygotnost byla hlavně u populace v Bělověži potvrzena i metodou elektroforézy bílkovin nebo metodou analýzy mitochondriální DNA (Buzynska a Topczewski 1995, Gebczynski a Tomaszewska-Guskiewitz 1987, Koubek et al. 2002, Pucek in Plesník 2001).

Jak uvádí nejnovější souhrny této problematiky (Tokarska et al. 2009, 2011), je zajímavé, že u nížinné linie s průměrným koeficientem inbreedingu 50 % se výrazně neprojevuje fenomén inbrední deprese (zjednodušeně reprodukční úspěšnost snížená vlivem příbuzenské plemenitby), zatímco u nížinně-kavkazské s inbreedingem „pouhých“ 28 % ano. Podle téže studie to může být dílem náhody. Na rozdíl od nížinně-kavkazské linie možná genetická výbava nížinné linie shodou šťastných okolností prostě jen neobsahuje kombinace alel, které snižují reprodukční úspěšnost a nekomplikují ontogenetický vývoj. Pravdou však zůstává, že navzdory zdánlivě dobrému stavu nížinné linie i jí z důvodu nízké genetické variability a vysokému stupni inbreedingu hrozí v budoucnu nebezpečí zejména ze strany infekčních onemocnění, případně parazitóz.

4.1.1.13. Význam genetiky pro chovy zubrů v České republice

Vzhledem k prokázané problematičnosti nížinně-kavkazské linie (častější výskyt závažných onemocnění, deformace lebky, reprodukční problémy, mortalita mláďat) je důležité zavádět v Česku výhradně zvířata patřící do nížinné linie. Ta je pro svoji čistokrevnost jednak biologicky hodnotnější, protože představuje autentický nominotypický poddruh *B. bonasus bonasus*, a z hlediska chovů je také dlouhodobě ekonomičtější – nevyžaduje tak časté veterinární intervence, má lepší reprodukční parametry atd. Toto doporučení by bylo vhodné zapracovat i do metodických pokynů MŽP, které by nadále mělo povolovat pro chovy mimo zoologické zahrady výhradně zvířata registrovaná v plemenné knize European Bison Pedigree Book, přičemž preferovaná a doporučovaná by měla být nížinná linie (viz kap. 3.1.1.9.). V případě importů nížinně-kavkazské linie existuje riziko neúmyslných úniků či záměrného vypuštění chovaných jedinců, čímž vzniká riziko znehodnocení čisté nížinné linie v polodivokých chovech, příp. ve volné přírodě.

4.1.1.15. Praktické aspekty chovu zubrů – zimní přikrmování

Jak ukazují aktuální zkušenosti od roku 2007 z nizozemské rezervace Kraansvlak, pokud nejsou zubři nuceni žít v lese a mají k dispozici dostatek travnatých porostů, obejdou se celoročně bez jakéhokoliv

přikrmování (Kemp 2015). V Nizozemsku žije stádo více než 20 zubrů v mozaice písečných dun a suchých trávníků na prostoru 220 ha bez jediného problému.

Zkušenosti z nelesního prostředí ostře kontrastují se zkušenostmi z lesů, do nichž byli zubři celé 20. století vysazováni. Důvodem je samozřejmě nedostatek bylinného porostu, který by zubři mohli v lesích spásat. Chov zubrů v polodivokých chovech, ale i ve volné přírodě je v lesích polské i běloruské části Bělověže spojen s přikrmováním v zimním období (Krasiński 1999a). V závislosti na počasí trvá přikrmování čtyři až pět měsíců v roce. U polodivokých chovů má přikrmování charakter podobný spíše krmení hospodářských zvířat s pevně danou krmnou dávkou podle fyziologických potřeb zvířat. Stejné jsou i zkušenosti z chovu zubrů v tuzemských oborách (např. GW Farma).

V Bělověži je základem přikrmování nebo komplexního krmení příjem dostatečného množství kvalitního sena. To především v zimě velmi výrazně ovlivňuje zdravotní stav zubrů. Od prosince do března představuje seno prakticky jedinou fyziologicky využitelnou potravu, v listopadu a dubnu je pak převažujícím druhem potravy. V zimách bez sněhové pokrývky není přikrmování senem nezbytně nutné (Koubek et al. 2002). V rámci repatriačního projektu v ČR proto bude potřeba monitorovat spontánně vzniklá místa zimní koncentrace zubrů, a také pochopení časoprostorové pastevní ekologie a habitatových preferencí zubrů. Na základě poznatků z polské Bělověže (Kowalczyk et al. 2011) bude navíc stěžejní zavedení systému málo intenzivního přikrmování 1–2krát týdně na různých místech. Tak by nemělo docházet k nepřirozeně vysokým koncentracím zubrů, jejichž důsledkem mohou být škody na lesních porostech, negativní vliv na ekologii zubra (sociální a prostorové rozložení populace, využití prostoru a negativní vliv na rozmnožování) a zdravotní stav zubrů vlivem zvýšené frekvence přenosu parazitů i jiných potenciálních patogenů a v neposlední řadě sociálního stresu.

Zimní přikrmování může být důležité především v prvních letech po vypuštění zubrů do volné přírody. Od začátku je však třeba uvažovat o jeho postupném útlumu. Poté co se zvířata dostatečně usadí (cca 2 roky), bude možné přistoupit ke snížení intenzity zimního přikrmování, příp. jeho úplnému zrušení (podobně jako například v národních parcích v USA v případě bizona). To by mělo posílit funkci zubrů při údržbě nelesních biotopů a parkovité struktury krajiny, stejně tak při spásání staré trávy nebo suchého listí. Snižování zimního přikrmování bude třeba provádět postupně a za stálého monitorování zdravotního stavu populace i dopadů na obývané prostředí.

4.1.1.16. Křížení s domácím skotem

U evolučně aktivních nebo mladých skupin se můžeme občas setkávat s plodnými hybridy mezi etablujícími se druhy. Křížení zubra s blízce příbuzným domácím skotem je možné, přičemž samice vzešlé z tohoto křížení jsou většinou dále plodné, samci však nikoliv (Basrur a Moon 1967, Fedyk a Sysa 1979, Krasińska 1971a,b, Sokolov 1979), což odpovídá genetickému Haldanovu pravidlu definovanému na řadě podobných pozorování u jiných druhů. U samců kříženců nedochází k vytvoření zárodečného epitelu ve varlatech vůbec, nebo dochází k jeho odumírání v různých fázích spermatogeneze (Fedyk a Krasińska 1971).

Kvůli předpokládanému heteróznímu efektu a získání jedinců s vyšší genetickou variabilitou bylo v letech 1958–1976 na pracovišti Polské akademie věd v Bělověži uskutečněno několik pokusů s křížením zubrů a různých plemen skotu, například polská červinka a skot černostrakatý nížinný (Koubek et al. 2002). Celkem bylo získáno 71 hybridních zvířat s živou váhou až 1 200 kg u samců a až 810 kg u samic. Praktické využití tohoto mezidruhového křížení však nenašlo uplatnění pro produkci

masa ani jinou zemědělskou výrobu. Experimenty tak měly význam hlavně pro výzkum dědičnosti, plodnosti a vývoj kříženců (Krasińska 1971, Krasińska a Pucek 1967, Szulc at al. 1971, Krasiński 1999a,b).

Chov zubroňů sice teoreticky představuje pro populaci zubrů riziko, nicméně ani u volně žijících populací přicházejících do styku se skotem nejsou pozorovány pokusy zubřích býků o páření s krávami a je obecně známo, že ani říjné krávy skotu nejsou pro zubry atraktivní.

4.1.1.17. Křížení s bizonem americkým (Bison bison)

Problematický aspekt ochrany volně žijících populací zubrů představuje existence hybridních stád tvořených kříženci zubrů evropských a bizonů amerických (podrobně viz Sipko et al. 2012, odkud je i většina informací uvedených níže). V r. 1940 bylo pět zvířat (1 samec, 4 samice) z ukrajinské stanice Askania Nova vysazeno na Kavkaze v oblasti dnes známé jako Kavkazská biosférická rezervace (Zablotskaya et al. 2002). Před několika lety byli tito kříženci formálně popsáni jako nový poddruh evropského zubra: jako *Bison bison montanus* (Rautian et al. 2000), což stále vzbuzuje nemalé rozpaky a není drtivou většinou zoologů z dobrých důvodů akceptováno.

Pro ochranu genetické čistoty zubrů představuje vytvoření divoké populace kříženců na Kavkaze riziko, neboť ve stejném regionu byli do volné přírody vysazeni také čistokrevní zubři nížinně kavkazské linie. Podle ruských autorů nejsou vzdálenosti mezi stády ani tvar reliéfu pro zubry nepřekonatelné, takže existuje teoretické riziko křížení čistokrevných zubrů s kříženci (Zablotskaya 2002 in Pucek et al. 2002). Kromě kavkazské populace existují ještě tři polodivoká stáda kříženců zubrů, všechna v Rusku. První v lesním parku Toksovo nedaleko Sankt-Petěrburgu, druhá v rezervaci Mordovia ve stejnojmenné ruské republice, kde žila v r. 2001 hybridní populace 15 kusů tvořená kříženci zubrů, bizonů a domácího skotu (Pucek et al. 2002), třetí hybridní stádo žije v rezervaci Cherga So Ran na Altaji (Jose A. Hernandez-Blanco, pers. com.).

Pro současné i budoucí polodivoké, a především volně žijící, populace zubrů v České republice proto může představovat farmový chov bizonů potenciální riziko, především v geografické blízkosti oblastí, které jsou pro reintrodukci zubrů vhodné. Že nejde o plané obavy ukazují občasné úniky bizonů z českých farem. Například v polovině dubna 2019 uniklo z farmy u Českého Rudolce na Jindřichohradecku asi 80 bizonů, přičemž několik kusů se ještě v červenci stále pohybovalo volně. Další vývoj nebyl medializován.

4.2. Vyhubené druhy a jejich vhodné ekvivalenty

Vyhubené taxony velkých spásačů zahrnují pratura, divokého koně a divokého osla (osel evropský). Pratur (*Bos primigenius*), divoký předek všech plemen skotu, oficiálně vymřel roku 1627, kdy v Polsku uhynul poslední žijící jedinec. V současnosti probíhá několik víceméně nezávislých programů tzv. zpětného křížení „pratura“ v Německu a Nizozemsku. O totéž se s pochybnými výsledky pokusili bratři Heckové v Německu ve 30. a 40. letech 20. stol. a vznikl tak tzv. Heckův skot, u něhož jsou trvale problémy s vysokou agresivitou (viz níže). Současné programy zpětného šlechtění mají za cíl pomocí kombinace vybraných primitivních plemen, která jsou geneticky a morfologicky praturovi nejpříbuznější, vytvořit nové plemeno věrně napodobující vyhynulého pratura jak po stránce vzhledové, tak ekologické. Takto vzniklé plemeno by se mělo stát ekologickým ekvivalentem pratura (novodobým „praturem“) a mělo(a) by jej nahradit pro účely údržby krajiny. V současnosti je v tomto směru jednoznačně nejdále plemeno tauros z Nizozemska. Nespornou předností je kromě jeho (již nyní) značné podobnosti praturovi také to, že plemeno tauros je odvozeno výhradně z autochtonních

evropských linií tauridních plemen skotu; zároveň jsou v rámci plemenitby striktně zohledňovány výsledky fylogenetických studií, které umožnily identifikaci z hlediska genetické příbuznosti k praturovi, nejautentičtější plemena skotu. Plemeno má vedenu oficiální plemennou knihu v souladu s obecně uznávanými pravidly zahrnujícími všechna chovná zvířata, u nichž umožňuje kompletní rekonstrukci genealogie. Z chovných linií jsou systematicky odstraňováni hůře zvladatelní jedinci, jinak je plemeno šlechtěno bez intenzivnější chovatelské péče (ovšem pod trvalým veterinárním dohledem), stáda jsou celoročně chována venku pod trvalým vlivem povětrnostních podmínek. Díky tomu jsou zástupci plemene tauros obecně plašší, z člověka mají respekt a jsou mimořádně odolní. Právě velmi seriózní přístup koordinátorů, jejich úzká spolupráce s odborníky z Wageningen University a striktní dodržování vědeckého přístupu činí v tuto chvíli plemeno tauros v podstatě jediným relevantním kandidátem pro přiznání statusu novodobého „pratura“ v rámci pastevního managementu. Na tomto místě je důležité zdůraznit, že v Evropě, včetně České republiky, existují jedinci/stáda skotu, která jsou jako pratur prezentováni, avšak nejsou produktem vědecky podloženého chovatelského programu. Problematické jsou zejména chovy odvozené od zmíněného Heckova skotu, které v sobě patrně nesou stopy krve španělských bojových plemen a pravidelně se v nich objevují extrémně agresivní jedinci obou pohlaví (nejeden chov Heckova skotu byl z toho důvodu dokonce zrušen). Taková zvířata představují vážné riziko z hlediska využívání jimi osídlených lokalit lidmi a jejich použití za účelem údržby krajiny tedy ze zcela racionálních důvodů nedoporučujeme. Naopak doporučované plemeno tauros by mělo být z hlediska bezpečnosti v podstatě bezproblémové.

Pro výběr plemene koně vhodného k polodivokému, příp. divokému chovu, lze vymezit následující kritéria: i) biogeografickou afinitu, ii) prokazatelnou dlouhodobou schopnost prospívat bez významnějších chovatelských a veterinárních intervencí, iii) fenotypovou autenticitu včetně relativní fenotypové homogenity odpovídající populacím divokých zvířat, a iv) prokazatelnou adaptaci na nutričně bohatou vegetaci střední a západní Evropy. Důležité je zdůraznit, že ačkoliv v oblasti Středomoří existuje několik plemen, která by kritéria teoreticky splňovala, jsou adaptována na mediteránní vegetaci a klima velmi odlišné od mezické temperátní zóny, do níž spadá i Česko. Ještě výrazněji totéž platí pro koně Převalského – viz níže. Z ne-mediteránních evropských plemen splňuje všechna tři výše uvedená kritéria jediné plemeno – exmoorský pony z Britských ostrovů. Zatímco někteří ostrovní autoři ho považují za zbytkovou populaci divokých koní Britských ostrovů, pravděpodobnější je, že se jedná o feralizovaného domestikanta odvozeného stejně jako ostatní současní koně (kromě koně Převalského) z ponto-kaspické populace DOM2, u kterého se díky absenci křížení s jinými plemeny shodou historických okolností, případně pouze krátkým pobytem v zajetí, zachoval ancestrální fenotyp odpovídající zřejmě věrně vyhubenému divokému předku. Genetické studie v jeho populaci potvrdily mtDNA haplotypy specifické pro severoevropské predomestikační koně, které se vyskytují pouze u několika severoevropských plemen koní, s největší frekvencí právě u exmoorského ponyho, u něhož byl dokonce zjištěn ještě jeden mtDNA haplotyp, který u jiných plemen nebyl nalezen vůbec a zřejmě rovněž pochází z predomestikační divoké linie (Hovens a Rijkers 2013). Právě exmoorský pony je z uvedených důvodů jasným kandidátem a měl by být výhradně používán pro účely přírodní pastvy v ČR. Jde navíc o jedno z celosvětově nejčistokrevnějších plemen, které dle dochovaných písemných záznamů existuje v divokých a polodivokých podmínkách Exmooru minimálně od 11. stol. Jedná se o velmi primitivní plemeno, které zde vytvořilo volně žijící populaci a díky absenci chovatelských intervencí a díky působení přírodního výběru si na volnosti zachovalo

kompletní sadu primitivních znaků, přirozeného chování i veškeré schopnosti nezbytné pro samostatný život ve volné přírodě.

Jako ekvivalent evropského divokého koně je někdy uváděn kůň Převalského a např. v Německu, Francii a Maďarsku i využíván. Vzhledem k jeho prokazatelné nepůvodnosti (v Evropě se kromě nejvýchodnější oblasti východně od Volhy nikdy nevyskytoval) a veterinárním problémům jej lze ve středoevropských podmínkách jednoznačně označit za nevhodného, neboť vyžaduje pravidelný chovatelský dohled a zásahy i veterinární péči – na uhlovodíky bohatá vegetace střední Evropy u něj nezřídka způsobuje laminitidu, závažné onemocnění kopyt (viz kap. 6.5.3.). Pozn.: Relativně nedávno Gaunitz et al. (2018) rozvířili diskuzi ohledně původu a statusu koní Převalského na základě genomové analýzy z botajské kultury (dnešní Kazachstán). Botaj byla tehdy na základě nepřímých archeologických důkazů pokládána za nejstarší kulturu, která koně domestikovala. Ukázali, že koně z botajské kultury nejsou předky domácích koní, ale koně Převalského. Gaunitz et al. (2018) z toho vyvodili, že současní koně Převalského jsou ferální potomci uprchlých domestikovaných zvířat. Objevily se dokonce zkratkovité úvahy, že jde o koně na úrovni amerických mustangů. Toto zjednodušení je třeba odmítnout. U koní Převalského se zachovalo tolik znaků původních divokých koní, obdobně jako u koní z Exmooru, že tato zvířata není možné srovnávat s mustangy, tedy se stovky let šlechtěnými domácími zvířaty, která i po stovkách let života v přírodě a přes výbornou adaptaci na nové prostředí stále vykazují většinu znaků prošlechtěných domácích koní, ze kterých vznikli. Dodejme, že Taylor a Barrón-Ortiz (2021) domestikaci koní z botajské kultury zpochybnili a interpretovali botajskou kulturu jako lovecko-sběračskou se zaměřením na koně.

Zahraniční chovatelé často prezentují jako plemena vhodná pro pastevní management polského konika, dülmenského pony a tzv. Heckova koně (někdy z marketingových důvodů označované jako „tarpan“). Všechna tři plemena jsou zcela umělá, nově šlechtěná od 30. let 20. stol. a divokému koni neodpovídají ani původem, ani vzhledem. Podobná je situace u hucula, který je běžně, avšak zcela mylně, prezentován jako odvozenina hypotetického divokého koně z oblasti Karpat. Opět se jedná o umělou entitu šlechtěnou od 19. stol. pro účely c. k. armády (viz poznámku na str. 82).

4.2.1. Pratur, *Bos primigenius* Bojanus, 1827

4.2.1.1. Původ pratura a jeho domestikace

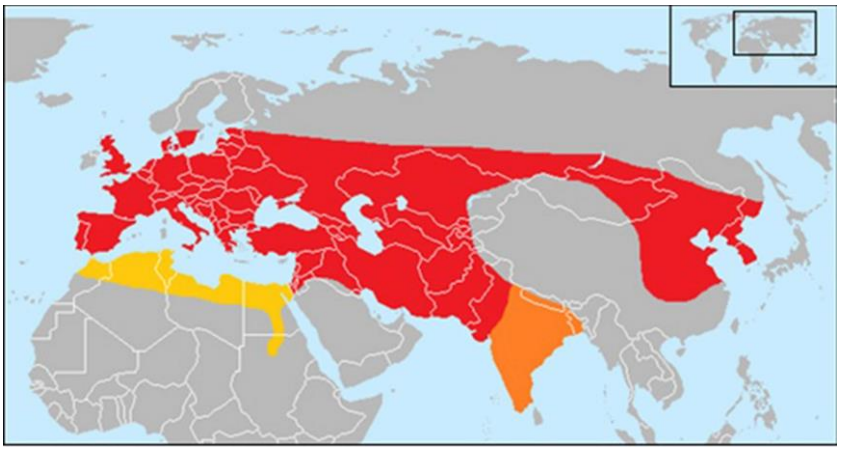
Pratur (*Bos primigenius*) patří mezi sudokopytníky (Artiodactyla) čeledi turovití (Bovidae) a ještě konkrétněji do vlastních turů (tribus Bovini) (Groves a Leslie 2011, Groves a Grubb 2011). Spolu s gaurem, bantengem, kuprejem, zubrem, bizonem a jakem bývá řazen do rodu *Bos* (např. Groves a Grubb 2011, česká terminologie viz Anděra 1999) a tito euroasijští a severoameričtí tuři jsou dále příbuzní asijským buvolům a anoům (rod *Bubalus*), africkým buvolům (rod *Syncerus*) a pozoruhodné indočínské saole (rod *Pseudoryx*).

Domestikováni byli pratur i prazebu, domestikovaným blízkovýchodním praturem je skot (angl. taurine cattle), kterým se zabývá následující text. Domestikovaným prazebu je pak současný zebu (angl. zebu cattle), přičemž řada velice osobitých afrických a asijských plemen (např. Watusi) je odvozena od druhotné kombinace skotu a zebu (Ajmone-Marsan et al. 2010, Bradley et al. 1998, Götherström et al. 2005). Prokázaná domestikační centra jsou dvě: v případě tauridního skotu jde o Blízký východ, v případě zebu pak údolí Indu v dnešním Pákistánu (např. Helmer et al. 2005, Beja-Pereira et al. 2006 a citace níže). Zbývající africká a některá jihoevropská plemena mohou být

částečně odvozena též od severoafrického poddruhu pratura *B. p. opisthonomus* (Beja-Pereira et al. 2006, Clutton-Brock 1999).

Nejstarší známky domestikace pratura jsou doloženy z údolí řek Eufrat a Tigris před 10 800–10 200 lety (Ajmone-Marsan et al. 2010), tedy na samém počátku holocénu, nebo dokonce nejzazším konci poslední doby ledové na sklonku pleistocénu. Pratur a domácí skot jsou biologicky kompatibilní formy téhož druhu, které vedle sebe žily napříč Evropou a Asií po mnoho tisíc let a jejich úplná genetická izolace zmiňovaná někdy ve starší literatuře byla geneticky opakovaně vyvrácena. Tok genů mezi skotem a praturem byl zjištěn u jedince ze Slovenska, později i jinde ve střední a severní Evropě, včetně území dnešní České republiky a na Apeninském poloostrově (Achilli et al. 2009, Bonfiglio et al. 2010, Götherström et al. 2005, Kyselý a Hájek 2012, Park et al. 2015).

Není bez zajímavosti, že pratur se do historie evropské fauny zapsal nejenom jako předek domácího skotu. Samice pratura a samci dnes vyhynulého bizona stepního zřejmě dali mezidruhovým křížením vzniknout největšímu současnému obyvateli evropského kontinentu – zubru evropskému. K této genetické introgresi došlo podle genetických analýz před více než 100 tisíci lety (shrnutí viz Robovský a Jirků 2022).



Obr. 34. Areál rozšíření pratura byl nejrozsáhlejší v rámci kopytníků a jeden z nejrozsáhlejších v rámci obratlovců Eurasie – zahrnoval obrovské území od Atlantiku po Pacifik. Zasahoval také do několika velmi odlišných klimatických a vegetačních pásem. Barevně jsou vyznačeny areály jednotlivých poddruhů. Podle van Vuure (2011).

4.2.1.2. Historie výskytu pratura v Evropě

Pratur se kdysi vyskytoval na většině území Evropy, s výjimkou Irska a severní Skandinávie, v severní Africe a Asii, tedy od Atlantiku po Pacifik (Obr. 34; např. Edwards 2007). Jeho rozsáhlý areál zasahoval od Velké Británie, Iberského poloostrova a Maroka na západě po Indii, Čínu, Koreu a jih Ussurijské oblasti v Rusku na východě (Murray 1970, Clutton-Brock 1999). Nejsevernější lokalita výskytu pratura byla objevena v oblasti 60° severní šířky na jižním okraji Ladožského jezera nedaleko Petrohradu v Rusku. Hranice severního rozšíření pratura v Evropě i v Asii souvisela s průběhem hranice mezi severským boreálním lesem a jižněji položenými smíšenými temperátními lesy (Gromova 1931). O tom, že pratuři nevyhledávali chladné klima, svědčí i to, že ve Švédsku se ¾ archeologických nálezů tohoto druhu našly v provincii Scania, která je nejjižnější provincií v zemi (Isberg 1962). Pratur byl ovšem velmi přizpůsobivý, o čemž svědčí kosterní nález z lokality Aba v Tibetské autonomní oblasti, kde pratuři v době před zhruba 24 tisíci lety žili v nadmořské výšce 2 400 m (Zong 1984).

V Evropě byl pratur velmi rozšířeným lovným zvířetem. Již v průběhu doby kamenné patřil (před 200–100 tisíci let) k nejčastější kořisti neandrtálského člověka, o čemž svědčí nálezy kostí v pravěkých lokalitách (Volf 1987), později (před 100–10 tisíci let) se stal kromě kořisti také inspirací pro pravěké umělce. Jeskynní malby, rytiny nebo plastiky zachycují pratury s obdivuhodnou přesností, jako

například v jeskyních La Mouthe de la Maire nebo Les Combarelles. Nejznámější obraz pratura o velikosti 5,5 m pochází z francouzské jeskyně Lascaux z období zhruba před 25 tisíci let.

Lov a šíření domácího skotu pokračovaly i v období středověku a byly příčinou postupného vymírání pratura napříč starým kontinentem (Bunzel-Drüke 2001, Lengerken 1955, Łukaszewic 1952, van Vuure 2005). To začalo v jižní a západní Evropě a postupovalo směrem na severovýchod. Některé izolované populace na severu, například na dánských ostrovech, však byly zranitelnější a byly vyhubeny dříve. Na dánském ostrově Zealand již 6500–5500 př. n. l., 3500–3000 př. n. l. pak na ostrově Fyn, na Jutském poloostrově pak zhruba 1000 let př. n. l. (Aaris-Sørensen 1999, 2004). V této souvislosti je třeba si uvědomit, že po konci doby ledové byl pratur v této oblasti relativně čerstvým návštěvníkem, poprvé se tu objevil zhruba 9550 let př. n. l. (Schultz a Kaiser 2007). Výzkum DNA dánské populace praturů ukázal, že se tento druh šířil po ústupu ledovce ze západní Evropy na sever kontinuálně, nepotvrdil několik opakovaných invazí a ukázal, že až do svého vyhubení měl v Dánsku geneticky homogenní a stabilní populaci (Gravlund et al. 2012). I v zemích západní Evropy vyhynul pratur velmi záhy, například z území dnešního Nizozemska nejsou mladší nálezy než ze 4. stol. n. l. (Lauwerier 1988).

Přestože pratury chránily výnosy králů již v 6. a 10. stol., vymizel v západní Evropě ve 12. stol. a ve východní Evropě v 15. stol. (Fejfar 2005). Ve Švédsku na základě archeologických nálezů i historických záznamů vyhynul pravděpodobně kolem roku 1300 (Isberg 1962). V Rumunsku archeologický výzkum prokázal výskyt pratura ještě ve 14.–15. stol. (Bejenaru et al. 2013). V českých zemích pratur vyhynul ve 12.–13. stol. (Kyselý 2005b, Kyselý a Meduna 2009).

Začátkem 15. stol. se již pratur vyskytoval jen v Polsku (stejně jako zubr) a Německu (Kyselý a Meduna 2009). Na sklonku 16. stol. přežili pratuři již jen v Jaktorówském lese v Polsku, kde poslední samice uhynula v roce 1627 (Heck 1954, Volf 1987, Rokosz 1995, van Vuure 2005, Tikhonov 2008, Achilli et al. 2009, Mona et al. 2010). O jeho vyhynutí věda dlouho nevěděla, protože byl zaměňován se zubry. Až anglický přírodovědec Hamilton Smith v roce 1827, symbolicky přesně dvě století po uhynutí posledního pratura, po důkladném prostudování historických popisů i kosterních materiálů oba druhy rozlišil a pratura formálně popsal jako samostatný živočišný druh (Smith 1827, Volf 1987).

4.2.1.3. Pratuři v České republice

Na území současné České republiky byl pratur velmi hojně rozšířený. Zejména v neolitu byl dle nálezů z archeologických kontextů v rámci lidských sídlišť často dominantním druhem srovnatelným s jelenem (Kyselý 2005b). Přestože stavy pratura postupně klesaly, i v pozdějších obdobích byl ojediněle dominantním druhem, jeho zastoupení je výrazné i na eneolitických lokalitách, což svědčí o jeho lokálně stále ještě hojnému výskytu i v tomto období, jak ukazují například nálezy z období řivnáčské kultury z lokality Denemark v Kutné Hoře (Kyselý 2005a, 2008a, 2008b). V době bronzové je početnost dokladů přítomnosti pratura na našem území již velice nízká (Kyselý 2012).

Přesto se zachovaly i nálezy z přelomu raného a vrcholného středověku. Nejmladší nálezy pratura u nás pocházejí např. z Budče (10.–12. stol.), Kouřimi (10.–12. stol.) (Peške 1985), Prahy-Vyšehradu (10.–11. stol.) (Kyselý 2004) a asi ze Staré Boleslavi (11.–12. stol.) (Kyselý 2003) a Hrdlovky (2. pol. 12. stol. – první pol. 12. stol.) (Kyselý 2005b, Anděra a Gaisler 2012).

K nejzajímavějším nálezům na našem území patří lebka samice pratura z údolí Šárky v Praze se zachovalými mohutnými rohy, které jsou přes 70 cm dlouhé (Volf 1987). V nedaleké Dolní Liboci byly



Obr. 35. Zpětně šlechtění pratuři v milovické rezervaci výrazně přispívají k obnově pestré krajiny. Jejím výsledkem je zvýšená květnatost, nižší zastoupení jinak dominantních vysokých trav a různorodá struktura vegetace. Na malé ploše se střídají krátkostébelné a vysokostébelné trávníky s plochami holé půdy a různě hustými porosty dřevin. Nenapodobitelná a velmi pestrá mozaika různých biotopů s množstvím nektaru zajišťuje hojnost hmyzu, který opyluje rostliny a je potravní základnou pro ptáky a jiná zvířata. V Milovicích se daří třeba denním motýlům. Zdejších více než 60 druhů představuje >40 % naší motýlí fauny. Snímek je z května, kdy dominuje fialová šalvěj luční s kopretinou bílou, na krátkostébelných ploškách žlutě září vzácný ledenec přímořský. © Michal Köpping

objeveny zbytky dvou praturů, jejichž kosti na sobě měly vrstvu popela, což svědčí o jejich zpracování na ohni pravěkými lovci. Z Dašic na Pardubicku se dochovala téměř 70 cm dlouhá lebka býka, která zřejmě dlouho ležela na dně říčního koryta, o čemž svědčí drobné ulity, lastury a pouzdra larev chrostíků (Volf 1987). Nejpůsobivějším uměleckým ztvárněním pratura nalezeným na území České republiky by mohla být bronzová soška býka z rané doby železné (800–400 př. n. l.), která byla nalezena v roce 1869 v jeskyni Býčí skála na území dnešní CHKO Moravský kras (Pohounek 2002).

O přítomnosti praturů na území České republiky by mohla svědčit řada názvů obcí. Město Turnov na Semilsku, Turovec na Táborsku, Turovice na Přerovsku, Tursko na Praze-západ nebo Velká Turná na Strakonicku. Zajímavé je, že od tura je v Čechách odvozeno 13 názvů osad, zatímco od zubra pouze dvě. Na Moravě je poměr opačný, dvě jména osad jsou odvozená od turů a šest od zubrů (Hosák a Šrámek 1980).

4.2.1.4. Stavba těla a zbarvení

Zrekonstruovat stavbu těla pratura (Obr. 36) je možné díky velkému množství archeologických nálezů z mnoha míst Evropy (Kitchener a Doune 2012, Everton 1975, Brudnicki et al. 2012, Prummel et al. 2002, Pandolfi et al. 2011, Koenigswald a Menger 2002, Kyselý 2004, 2005, 2008b, Aaris-Sørensen 1999, 2004, Bartosiewicz 2005, Bejenaru et al. 2013, Isberg 1962). Kromě nepřeberného množství jednotlivých kostí se dosud podařilo objevit přibližně 15 víceméně kompletních koster, několik tuctů

kompletních rohů, a dokonce chlupy (van Vuure 2011). Podobu praturů často velmi zdařile dokumentují jihoevropské nástěnné malby z období doby ledové (Guthrie 2005), například z jeskyní Lascaux a Chauvet, zachovalo se rovněž několik kreseb z 16. stol, některé z nich se později staly vzorem pro moderní ztvárnění pratura. Z paleolitického umění také vyplývá, že některými autory dříve rozlišované dva druhy jsou ve skutečnosti pouze barevně a velikostně značně odlišní samci a samice (např. Kurtén 1968).

Při stanovení velikosti pratura se jednotliví autoři poněkud liší. Starší práce na základě nalezených kostí, které se výrazně lišily svou velikostí, uvažovaly o dvou typech pratura (Rütimeyer 1867, Adametz 1898). Zvířata se lišila i velikostí rohů, zatímco větší forma byla dlouhorohá, menší měla krátké rohy. Proto někteří zoologové navrhovali stanovení dvou forem pratura, původní velké a dlouhorohé (*Bos primigenius primigenius*) a pozdější menší a krátkorohé (*Bos primigenius brachyceros*), která měla vzniknout hlavně v důsledku změn klimatu a zmenšování areálu praturů vlivem člověka (Volf 1987). Někteří zoologové nazývali menší formu pratura i jako *Bos primigenius minutus* (Grzimek 1972).

Později však převládl názor, že rozdíly ve velikosti kostí jsou dány výrazným pohlavním dimorfismem (Here 1948, Fraser a King 1954, Boessneck 1957, Requate 1957, Jewell 1962, Debergøl 1962, Bökönyi 1962, Grigson 1978). To potvrdila i statistická studie nálezů praturů z Dánska (Degerbøl a Fredskild 1970). Později se objevila i hypotéza, že menší kosti by mohly patřit domácímu skotu (Alzieu 1983), což může být v některých případech pravda.

Rozdíly ve velikosti koster se neobjevily pouze mezi samci a samicemi, ale také mezi různými nalezišti v rámci Evropy. Například nálezy z oblasti bývalé Jugoslávie jsou menší než z Maďarska (Bökönyi 1974a). Nálezy ze střední Evropy jsou větší než z oblasti jihozápadní Evropy (Zeuner 1963) a Dánska (Bökönyi 1962). Například zvířata objevená v lokalitě Stránská skála nedaleko Brna měřila 165 cm v případě samců a 140 cm v případě samic (Guintard 1999). Maximální výška pratura byla zhruba 210 cm (Joleaud 1918 in Guintard 1994). Výjimku představuje nález extrémně vysokého zvířete, které měřilo 230 cm (Astre 1937). Vzhledem k tomu, že jde o starší nález, který nebyl v novějších výzkumech potvrzen, šlo pravděpodobně o výsledek špatného přepočtu délek kostí na kohoutkovou výšku (Kyselý 2014 – osobní sdělení). Výška kolem dvou metrů tak podle některých autorů (Gautier 1990) mohla představovat spíše výjimečně vyvinuté samce, příp. pleistocenní nálezy, a nepředstavovala tedy průměrný vzrůst býků v holocénu. Na druhou stranu byly zaznamenány trpasličí formy pratura ve Švýcarsku (Boessneck et al. 1963) a Itálii (Brugal 1987). V současnosti jsou malé formy praturů interpretovány jako pravděpodobně domácí tuři (Kyselý 2014 – osobní sdělení, porovnání velikosti pratura a domácího skotu).

Různí autoři tak průměrnou výšku samců praturů odhadují na 175–185 cm (Grzimek 1972), 170–185 cm (Łukaszewicz 1952) nebo 168–177 cm (Boessneck 1957). Výšku samic odhaduje Boessneck na 155–164 cm. Někteří autoři postupně výrazně snížili výšku, kterou praturovi přisuzovali. Například Bökönyi, který se nejdříve přikláněl k výšce 180 cm, později odhadovanou výšku snížil na 155 cm, a i to se ukázalo příliš v porovnání s nálezy v Maďarsku, kde se výška pohybovala od 147 do 151 cm (Bökönyi 1969). Na základě těchto poznatků se Guintard (1999) přiklání k průměrné výšce praturů 135–170 cm. Zároveň zdůrazňuje, že při popisování velikosti pratura je třeba brát v úvahu, že tento druh má za sebou historii dlouhou 300 tisíc let a pokrýval areál zahrnující téměř celou Evropu, podstatnou část Asie a většinu severní Afriky. Kyselý a Meduna (2009) zmiňují průměrnou



Obr. 36. Rekonstrukce vzhledu býka a krávy pratura demonstrující výraznou pohlavní dvoutvárnost. © Thomas Hammond

kohoutkovou výšku býků 170 cm a krav 150 cm, což odpovídá shrnutí van Vuure (2011), který udává pravděpodobnou výšku býků 160–180 cm a krav 150 cm. Délka těla dosahovala 3 m. Přesné stanovení výšky komplikuje nejenom pohlavní dimorfismus, ale také zaznamenané případy tzv. trpasličích forem na straně jedné a giganticky velkých jedinců na straně druhé. Také jiný výzkum změnu velikosti pratura v průběhu času i v rámci geografického rozšíření potvrdil. Prokázal postupné, byť ne příliš výrazné zmenšování praturů v průběhu času a zároveň pokles jejich velikosti od východu na západ Evropy (Lasota-Moskalewska a Kobryń 1990).

Býci dosahovali hmotnosti asi 800–1 000 kg (Volf 1987), samice přibližně o čtvrtinu méně. Zvíře se vyznačovalo mohutným krkem, hlubokým hrudníkem, jehož délka se blížila kohoutkové výšce, a celkově mohutnější přední částí těla, rovným hřbetem a poměrně štíhlýma, vysokýma nohama. To jej činilo oproti současnému skotu proporčně poněkud atletičtějším. Z pratura odvozený neolitický skot byl o poznání menší a do konce středověku se dále spíše zmenšoval. Současná plemena, praturovi velikostně někdy odpovídající, patrně nabyla své velikosti až během tisíciletí nezávislého vývoje v lidské péči (např. Ajmone-Marsan et al. 2010). Charakteristickým znakem pratura oproti domácímu skotu je konkávní profil čelních kostí za očnicemi.

Srst praturů byla hladká a krátká, kromě zimy, kdy houstla a znatelně se prodlužovala. Býci byli černí se šedivým nebo nažloutlým úhořím pruhem podél páteře a bílým mulcem, samice hnědočervené (Volf 1987, van Vuure 2011). Srst býčků začínala tmavnout zhruba v půl roce (van Vuure 2011).

Podobu rohů známe velmi přesně díky mnoha nálezům, které se dochovaly jako součást celé lebky, nebo samostatně (Leithner 1927, Nehring 1900). Byly mohutné, bělavě šedé s černou špičkou (Volf 1987). Tvar a velikost, tedy forma rohů, je charakteristická, v rámci druhu relativně stálá a odlišuje pratura od ostatních turů. Tvar je někdy označován jako lyrovitý. Rohy vyrůstají z lebky do stran, pak se stáčejí směrem dopředu pod úhlem zhruba 60° a mírně dovnitř. Špičky rohů se někdy mohou stáčet směrem vzhůru (Leithner 1927). Největší rohy dosahovaly u býků délky až 107 cm (Stone 1961) a 70 cm u samic. Rohy býků byly nejen delší, ale zpravidla i více točivé, u samic spíše kratší a „rovnější“.

4.2.1.5. Etologie praturů

O chování praturů přinášejí informace zejména historické prameny. Jednak zmínky z inspekčních cest královských úředníků do obory Jaktorów (Łukaszewicz 1952), jednak popis zaznamenaný

Schneebergerem v Gesnerově pojednání z roku 1551 a ze současných výzkumů života divoce žijících druhů turů (Schloeth 1961).

Nejnovější údaje o etologii praturů pocházejí z 16. stol., tedy z období, kdy byl tento živočišný druh již na pokraji vyhubení, z oblasti Jaktorówa, kde byla místní populace od 12. stol. sledována a chráněna před pytláky a dalšími hrozbami místními hajnými (Rokosz 1995). Rolníci pak měli povinnost připravit během léta seno, kterým pak hajní během zimy pratury přikrmovali. Právě z těchto zdrojů se dodnes zachoval popis přímého pozorování chování praturů ve volné přírodě (Gesner 1551, Heymanowski 1972, Kędzierska 1959).

Během zimy, když byla zvířata přikrmována, vytvářela velké skupiny. V létě se vytvořily skupiny samic s mláďaty a mladými samci. Odděleně od nich pak žily během vegetační sezony skupiny starších samců a rovněž solitérní samci. Během říje v srpnu až září se odehrávaly tvrdé souboje samců o přístup k samicím. V tomto období se samci připojovali ke stádům a snažili se držet samice ve skupině pod kontrolou. V případě, že bylo stádo příliš velké nebo pokud byl samec příliš zaměstnaný souboji se svými soupeři či ochranou stáda, mohla samice sama vyhledat jiného partnera a na rozmnožování se tak podíleli i slabší samci (Volf 1987). Mláďata se rodila po 9 měsících březosti následující rok v květnu až červnu.

Samice po porodu tele odkládá do hustého vysokého trávníku a připojuje se zpět ke stádu. Zhruba po dobu několika dnů od porodu zůstává tele schované a matka se k němu pravidelně vrací z důvodu kojení. Po několika dnech ji už tele následuje (Dostál, Jirků – osobní pozorování). Znalost této strategie zajištění bezpečnosti mláďat je důležitá pro obsluhující personál nebo vědce realizující výzkum v pastevních rezervacích. Matka z dálky neustále sleduje místo, kde tele odložila, pokud se k němu někdo přiblíží, vydává se ho bránit.

Zejména telata, ale i starší nemocná zvířata, padla často za oběť šelmám, především vlkům (*Canis lupus*). Právě vlci představovali pro pratury v Evropě ve středověku jediné přirozené nepřátele. Dospělá zvířata v dobré kondici se však vlkům uměla ubránit. V mimoevropských regionech patřili k šelmám, které často lovily pratury, především lev (*Panthera leo*) a tygr (*Panthera Tigris*) (např. Lengerken 1955). V Evropě patřil lev k šelmám lovícím pratury jen v oblasti Balkánu a Panonie, dokud zde nebyl vyhuben člověkem nebo nevyhynul. V oblasti Jaktorówa nebyli pratuři příliš plaší a před člověkem neutíkali. Nebezpečnými se stávali pouze v případech, kdy byli loveni.

Členové stáda se vzájemně poznávali především čichem, zejména očicháváním hlavy, okolí análního otvoru a pohlavních orgánů. Tímto způsobem kontroluje býk reprodukční stav krav i u současného skotu, ale očichávat se mohou i dva samci navzájem nebo samice býka (např. Volf 1987).

Součástí komunikace uvnitř stáda jsou u skotu, a jistě byly i u pratura, také hlasové projevy. Ty jsou u turů, resp. skotu velmi různorodé a zahrnují projevy jako bučení, chrochtání nebo ryčení. Hlasové projevy jsou různé při potkávání řadových členů stáda, při páření, hledání ztraceného telete, v říji, svolávání stáda nebo v nebezpečí (Volf 1987). Tuři spolu komunikují i prostřednictvím držení a natáčení hlavy, případně celého těla.

Při hrozbě stojí býk vůči protivníkovi bokem, podle intenzity hrozby má krk skloněný dolů a tím i připravené rohy k útoku (Volf 1987). Pokud zvíře zvedne hlavu, dává tím najevo uvolnění. Poloha hlavy a krku rovněž vypovídá o jejich postavení ve stádě. Jedinci stojící v rámci hierarchie výše

přicházejí ke zvířatům stojícím níže na společenském žebříčku pouze s lehce skloněným krkem a hlavou zřetelně trčící dopředu. Podřízená zvířata přitom mají krk a hlavu hluboce skloněné (Volf 1987). Vzájemné vztahy uvnitř stáda zvířata upevňují také olizováním plecí partnera, většinou podřízeného zvířete nadřízenému (Volf 1987).

Stejně jako ostatní tuři měli pratuři nejlépe vyvinutý čich a dobrý sluch. Naopak jejich zrakové schopnosti jsou velmi omezené. Především na větší vzdálenosti hraje zrak podružnou roli, nepohyblivé předměty rozeznávají až v bezprostřední blízkosti (Volf 1987).

Z historických pramenů plyne, že se pratur občas pářil s domácím dobytkem a vzniklí kříženci pak byli méně robustní a většina uhynula během krutých zim, které způsobovaly dříve také velkou úmrtnost pratuřích stád.

4.2.1.6. Potrava

Díky hypsodontní dentici pratura (zuby s vysokou korunkou) víme, že šlo o spásače (anglicky grazer) především travin a bylin (Goderie et al. 2013). Na jaře a v létě se pratuři živili trávou, bylinami, pupeny a listím. Na podzim požírali i žaludy, v zimě pak i větve a suché listí (Gesner 1551). Ve složení potravy byl pratur jistě, podobně jako současná primitivní plemena, nenáročný a nevybíravý. Tím se výrazně lišil od mnoha současných plemen, která při dlouhodobém působení zanechávají nedopasky, jež mohou tvořit 10–60 % biomasy, což dlouhodobě vede k degradaci lučního společenstva (Tichá 2012, Pouzar 2013).

V souvislosti s rozsáhlými změnami životního prostředí praturů v Evropě v době po skončení poslední doby ledové byl jídelníček praturů podroben rozsáhlému výzkumu (Noe-Nygaard et al. 2005, Schultz a Kaiser 2007). Analýza poměru izotopů uhlíku a dusíku v průběhu holocénu ukazuje, že kondice praturů se začala zhoršovat v průběhu boreálu, tedy teplejšího a suššího období ve starším holocénu (7600–6000 př. n. l.). V té době došlo k nástupu smíšených doubrav a šíření smrku. Pro pratury to znamená výraznou změnu jejich optimálního prostředí, které představovaly především rozsáhlé pastviny (Noe-Nygaard et al. 2005).

Změny izotopu uhlíku v kosterních nálezech praturů podle autorů studie odrážejí změnu v jeho potravě a dokumentují přechod z pastvy v biotopech s dominujícími travinami ke smíšené potravě v hustějších lesích období atlantiku. Tuto změnu vegetace podporují i pylové analýzy, které v období preboreálu dokumentují otevřenou vegetaci s břízou, borovicí a silným zastoupením travin, bylin a keřů. V pozdějším období atlantiku se naplno rozvinula lesní vegetace mírného pásu, což patrně vedlo k tomu, že kromě bylin museli pratuři získávat více potravy uvnitř lesa (listy, mladé výhonky, kůra), a částečně tak přejít na strategii okusovače (Noe-Nygaard et al. 2005). Noe-Nygaard et al. (2005) zároveň vysvětlují nárůst izotopů dusíku v kostech pratura důsledkem další změny jejich prostředí. Nárůst izotopů dusíku v kolagenu může být podle nich důsledkem vodního stresu, tedy mizením prostředí bohatého na vodu. To, že pratur preferoval do značné míry mokřiny, naznačují i studie současného volně žijícího domácího skotu (Gander et al. 2003). Mizení mokřin, ať už vyvolané pokračujícími změnami klimatu, nebo postupnou antropogenizací krajiny, vystavilo pratury dalšímu stresu (Lynch et al. 2008). Tato zjištění položila nový důraz na poslední pozorování praturů v Polsku, která odkazují na bažinaté prostředí, ve kterém pratuři žili. Do lesů se měli přesouvat až později v průběhu roku, kdy už byla kvalita pastvy horší a zvířata měla rovněž vyšší potřebu skrýt se v lesním porostu před nepřízní počasí (van Vuure 2005). (Tento fakt, který není ve starší literatuře příliš akcentován, je důležitý při vytváření optimálního prostředí pro nově šlechtěné pratury, kteří by měli v

ekosystému plnit roli vyhynulého druhu a vznikají křížením primitivních plemen skotu – vybírána jsou ta, která se vyhynulému praturovi nejvíce blíží vzhledem, chováním a geneticky.)

Se studiemi izotopů souhlasí zatím nepublikované studie mikroornamentace skloviny zubra, pratura a divokých koní ve srovnání s ostatními žijícími i vyhynulými holarktickými býložravci. I zde se ukázal u pratura a také zubra markantní posun od spásače k okusovači, tedy přechod od spásání bylinné vegetace s vysokým podílem travin v neolitu k okusování listí dřevin ve středověku (Hofman-Kamińska et al. 2013).

4.2.1.7. Nároky na prostředí

Římané popisovali pratury jako obyvatele hlubokých lesů a bažin, tedy ponurého prostředí Germánie. Dnes však víme, že během stovek tisíc let obýval pratur velmi rozsáhlé oblasti s odlišnými biotopy. V období poslední doby ledové se dokázal částečně přizpůsobit suché a chladné mamutí stepi, nicméně pylové analýzy ukazují, že přinejmenším v průběhu posledního glaciálu bylo prostředí Evropy výrazně pestřejší. I česká krajina se během tohoto období vyznačovala mimořádnou diverzitou různých stanovišť od otevřené stepi až k lesu podobnému sibiřské tajze (Pokorný 2011). Ačkoliv v holocénu vyhledával pratur především oblasti listnatých a smíšených lesů mírného pásu, prokazatelně zasahoval také do stepí (Degerbol a Fredskild 1970). S ohledem na palynologický výzkum lokalit s nálezy praturů se zdá, že původní pratur dával před hustými porosty přednost světlým lesům s přidruženými loukami (Degerbol a Fredskild 1970). Patrně se zde na přelomu pleistocénu a holocénu setkával s bizony stepními (*B. priscus*), což dokazuje nejen současný výskyt obou druhů v paleolitickém umění, ale i fosilní nálezy v řadě lokalit (Beneš 1970).

Ať už byl převládající typ vegetace v Evropě jakýkoliv, je zřejmé, že pratuři byli velmi přizpůsobiví. O vysoké adaptabilitě druhu svědčí i to, že dokázal obývat tak rozsáhlý areál rozšíření, který zahrnoval skotské hory, rozsáhlé nížiny v okolí velkých evropských řek, relativně suchou střední Asii i relativně lesnatý Dálný východ až po Korejský poloostrov. Pronikl do subtropických oblastí severní Afriky a Indického poloostrova. Nejvýše položené místo jeho výskytu se nalézá v nadmořské výšce 2400 m v Tibetu (Zong 1984). Z mnoha částí jeho areálu vytlačily pratura změny klimatu. Platí to zřejmě do značné míry pro Mezopotámii, kterou asi do 7. stol. př. n. l. obýval spolu se slonem indickým. I zde však zůstává otázkou, zda by se radikálním změnám prostředí nepřizpůsobil, nebýt intenzivního a dlouhodobého loveckého tlaku člověka a konkurence domácího dobytka.

Vzhledem k relativně vysoké lesnatosti krajiny a potravním nárokům (primárně spásač bylin) musel být pratur neustále v pohybu kvůli hledání otevřenějších porostů. Hojný výskyt pratura v Evropě mimochodem naznačuje, že o otevřené prostory nemohla být v Evropě nouze. Je tedy pravděpodobné, že původním preferovaným biotopem pratura byly řidší otevřené lesy a přirozená bezlesí, až parkovitá krajina na sušších půdách lesostepních oblastí nebo v travnatých aluviích řek.

Zajímavé je, že výše zmíněný přechod od spásání ke kombinovanému spásání a okusu (viz kap. 1.7.) proběhl (v Polsku) v průběhu eneolitu. Tedy v době, kdy dle archeologického záznamu začínají jeho populace v rámci celé Evropy ustupovat navzdory setrvalému nárůstu rozlohy (pro spásače vhodné) otevřené krajiny činností člověka. Je tedy pravděpodobné, že dietetické změny a přechod pratura do suboptimálních lesních biotopů byl nedobrovolnou reakcí na lovecký tlak člověka a šíření dobytka. Právě to mohl být okamžik, který dlouho dopředu rozhodl o vyhynutí pratura jako druhu. V lesích musela nutně vzhledem k nižší nosné kapacitě prostředí poklesnout populační hustota. Snížená kondice zvířat pak navíc mohla praturovi znemožnit dlouhodobě kompenzovat setrvalé ztráty

působené lovem. Z tohoto úhlu pohledu se již vyhynutí pratura nemusí přes jeho rozsáhlý areál rozšíření jevit nijak zvláštní.

4.2.2. Ekologické ekvivalenty pratura

V rámci projektů zaměřených na pastevní management v rámci České republiky je nejvhodnější pracovat s ekvivalentem pratura šlechtěného v rámci nizozemského projektu TaurOs (Obr. 38). Vznikající plemeno tauros již nyní nejlépe fenotypově odpovídá, především díky výběru vhodných plemen, z nichž je šlechtěno. Plemena byla vybrána na základě fenotypu a fylogenetické analýzy kandidátských tauridních plemen. V současnosti již existuje v rámci Evropy několik stád, kromě domovského Nizozemska ve Faia Brava v Portugalsku, v Campanarios ve Španělsku, v chorvatském pohoří Velebit a v deltě Dunaje v Rumunsku, což umožňuje výměnu chovných zvířat. Do šlechtitelského programu není zahrnut Heckův skot, který je vzhledem k častým projevům agresivity pro pastevní management nevhodný, ani v Evropě nepůvodní plemena odvozená/ovlivněná zebuidním skotem. Program rovněž nespoléhá na dosud nezvládnuté a nevyzkoušené genetické technologie (např. editování genomu).

První stádo plemene tauros, nazývané také jako zpětně šlechtěný pratur, v České republice bylo zavedeno 12. října 2015 v bývalém VVP Milovice-Mladá v lokalitě Pod Benáteckým vrchem ve středočeských Milovicích, kde běží pilotní projekt pastevního managementu s využitím velkých spásačů. Stádo zpětně šlechtěných praturů se zde přidalo k exmoorským koním, kteří zde byli za účelem přirozené pastvy zavedeni 28. ledna 2015. Od té doby se zpětně šlechtění pratuři v pastevní rezervaci úspěšně množí. Přírůstky tak mohly být poskytnuty k provádění managementu do jiných částí milovické pastevní rezervace i dalších lokalit v České republice (Josefovské ptačí louky u Jaroměře, Nýřany u Plzně, Lužnice, Krnov) i chovatelsko-expozičním účelům (Modrá u Velehradu).

Program zpětného šlechtění pratura iniciovala nizozemská nadace Taurus se svým projektem TaurOs. Na rozdíl od meziválečného pokusu bratrů Heckových (jehož výsledkem je tzv. Heckův skot) má k dispozici modernější postupy včetně genetických metod. Součástí projektu je i rozsáhlá analýza kosterních pozůstatků praturů z různých lokalit v Evropě. Cílem projektu je v průběhu 30–50 let vytvořit co nejvěrnější kopii pratura, tedy zvířete, které bude moci zcela samostatně plnit ve volné přírodě úlohu velkého spásače (Goderie a Kerkdijk-Otten 2012). Na projektu nadace spolupracuje s Wageningen University, Utrecht University a Evropským konsorciem pro zachování rozmanitosti skotu. Pro zajištění co nejširší základny pro výběr nejvhodnějších jedinců se v první fázi pracovalo s umělou inseminací a přenosem embryí. Z chovných linií jsou aktivně odstraňováni agresivní jedinci.

Projekt je rozdělen do tří fází. První počítá s aktivním křížením vhodných plemen. Ta začala v minulých letech a počítá s dalším rozšiřováním chovných skupin do vhodných lokalit o rozloze 100 až 1 000 hektarů. Zvířata vzniklá křížením jsou pak fenotypově a geneticky posuzována na základě stanovených kritérií. Výsledkem první etapy křížení je býk Manolo Uno (viz Obr. 37), který má řadu znaků původního pratura včetně úhořího pruhu na zádech. Do Milovic byla v roce 2015 přivezena zvířata druhé a třetí generace, v roce 2022 pak pro zvýšení genetické variability zvířata šesté a sedmé generace.

Ve druhé, pasivní fázi zpětného šlechtění pratura, která začala v letech 2017–2018, a v Milovicích od samého počátku chovu, již dochází k přirozené reprodukci bez lidské asistence. Ve třetí fázi, jejíž start je naplánován na rok 2025, budou již zvířata umístěna v polodivokých podmínkách, kde kromě aktivního vyřazování vzhledově nevyhovujících zvířat bude na stáda působit i přirozený výběr formou

minimálně asistované adaptace zvířat na lokální přírodní a klimatické podmínky (Goderie a Kerkdijk-Otten 2012). V Milovicích jsou opět polodivoké podmínky bez přikrmování a dalších zásahů člověka již od založení chovu v roce 2015.

Na rozdíl od Heckova skotu mohl projekt TaurOs díky genetickým analýzám a rozsáhlému srovnávacímu výzkumu kosterního materiálu lépe vybrat vhodná plemena či přímo konkrétní jedince pro zpětné křížení. A zároveň pracovat s přesnější podobou pratura, protože od meziválečného období došlo k upřesnění řady parametrů jeho vzhledu i velikosti.

V současnosti jde zřejmě o nejlépe propracovaný a fungující projekt zpětného šlechtění pratura. Výsledné plemeno se uplatňuje v nově zakládaných velkoplošných rezervacích v rámci Evropy a jde také o nejvhodnější plemeno pro účely přirozené pastvy v Česku.

Pro účely přirozené pastvy naopak není vhodný zmíněný Heckův skot, s jehož křížením začali ve 20. a 30. letech 20. stol. bratři Lutz a Heinz Heckové (Heck 1951). Výsledkem je skot, který sice zbarvením odpovídá praturovi, v dalších parametrech však vykazuje řadu významných odlišností. Především býci nedosahují mohutnosti ani celkových proporcí původního pratura (dlouhonohý, lehce stavěný), zvířata mají rovněž výrazně kratší rohy i lebku (Bunzel-Drüke 1996, Uerpmann 1999). Přitom právě charakteristicky atletické proporce, mohutné rohy a dlouhá lebka pratury nejvíce odlišovaly od současného skotu.

Heckův skot navíc vykazuje některé nevhodné prvky chování. Především velmi výraznou míru agresivity během soubojů samců v říji, která relativně často vede k usmrcení jednoho ze soupeřů (H. Kerkdijk-Otten 2013, osobní sdělení). Ačkoliv k úhynu býků v důsledku souboje u velkých divokých



Obr. 37. „Otec zakladatel“ – býk jménem Manolo Uno, první generace „pratura“ vyšlechtěného v rámci projektu TaurOs. Zvířata zahrnutá v programu TaurOs od roku 2015 spolu s exmoorskými koňmi udržují stepní lokalitu v Milovicích v bývalém VVP Milovice-Mladá. © Ronald Goderie

turů výjimečně dochází, v míře jako u Heckova skotu nikoliv. Ukazuje se, že zpětné křížení vyvolalo v případě Heckova skotu nežádoucí a nepřirozené prvky chování, což vzbuzuje podezření, že i do mnichovské linie mohl být zahrnut španělský bojový skot. V současné době je Heckův skot chován v řadě zoologických zahrad a žije rovněž v polodivokých podmínkách na řadě lokalit v západní Evropě. Bohužel jeho agresivita v podstatě vylučuje bezrizikový kontakt s člověkem.

Vzhledem ke křížení s v Evropě nepůvodním africkým skotem Watusi není pro pastevní management vhodný ani další německý projekt zpětného křížení, na němž pracuje německá organizace Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz v Severním Vestfálsku v Německu v rámci projektu Taurus (nezaměňovat s nizozemským projektem TaurOs, viz výše). Ze stejného důvodu je třeba za nevhodná považovat i zvířata z nizozemského projektu Uruz. V Německu rovněž působí Auerrind Project, který bohužel rovněž pro urychlení efektu velkých rohů používá africké plemeno Watusi. Nicméně zajímavé jsou výsledky porovnání DNA původního pratura se současnými plemeny skotu. Zatímco u klasického hospodářského plemene holštýnského skotu je shoda zhruba 95 %, u primitivního španělského plemene pajuna je odchylka jen 0,12 % (Hubbell 2022).

V Polsku byla již v roce 2007 oznámena iniciativa vědců, kteří zahájili snahu o naklonování pratura na základě původního genetického materiálu. Nicméně z projektu zatím nejsou žádné praktické výstupy s výjimkou dvou studií o DNA původního pratura (Lipinski et al. 2011, Zeyland et al. 2013).



Obr. 38. Býk zpětně šlechtěného pratura na vrcholu sil spolu se samicí v milovické rezervaci. Sexuální dimorfizmus je viditelný na první pohled. © Michal Köpping

4.2.3. Divoký kůň

4.2.3.1. Divocí koně holocénu Eurasie

Přestože koně mají pro historii člověka a lidské civilizace obrovský význam, znalosti o jejich vývoji nejsou zdaleka ucelené. Někteří autoři přiléhavě označují 150 let výzkumu koňovitých za velmi „mučivý a frustrující“ příběh, který přilákal řadu vědců a poskytl jim dost fosilního materiálu na to, aby to stačilo k rozpoutání vášnivých diskuzí, a málo na to, aby umožnil dosažení plně uspokojivých závěrů (Eisenmann 2004). Přesto lze vývoj koňovitých alespoň v hrubých rysech popsat.

Vývoj koňovitých (Equoidea) probíhá přibližně posledních 60 mil. let. Současní koně přitom tvoří pouze jednu boční vývojovou větev, která však nakonec přežila všechny změny, zatímco hlavní větev (Anchitherium) vymřela již během mladších třetihor (Musil 1987). Koně se vyznačují mimo jiné následujícími znaky (např. Groves 2002): z vnějšku jsou snadno rozpoznatelní podle mnoha znaků, např. ocas s dlouhými žíněmi, hustá hříva, relativní robustnost, oblý zadek, kaštánky na zadních i předních končetinách, široká, kulatá kopyta, slabý hřbetní pruh a tmavé holeně, někdy se stopami pruhování na zápěstích a kotnících. Mají relativně malou lebku s dlouhou diastemou a specifickým tvarem patra, týlního hřebene a nosních kostí. Co se týče postkraniální kostry, mají dlouhou lopatku, silné záprstí a články prstů a krátké záprstí na předních končetinách ve srovnání s nártem. Pánev je oproti ostatním podrodům široká a roztažená. Výška pánevního vchodu je silně podmíněna sexuálním dimorfismem.

Ve svrchním pleistocénu koně osidlovali severní Eurasii, sever Afriky a velkou část Severní Ameriky (např. Benett a Hoffmann 1999), obecně jim tedy patrně vyhovovaly spíše chladnější a sušší oblasti. Navzdory značným disperzním schopnostem je velmi pravděpodobné, že v tak rozsáhlém areálu vytvářeli lokálně adaptované, morfologicky odlišné populace. Zda měly povahu poddruhů (cf. Groves 1974, Bennett a Hoffmann 1999) nebo druhů (cf. Kuzmina 1997) a kolik forem existovalo, objasňují teprve v posledních letech genetické analýzy archaické DNA (aDNA) ze subfosilních kosterních nálezů.

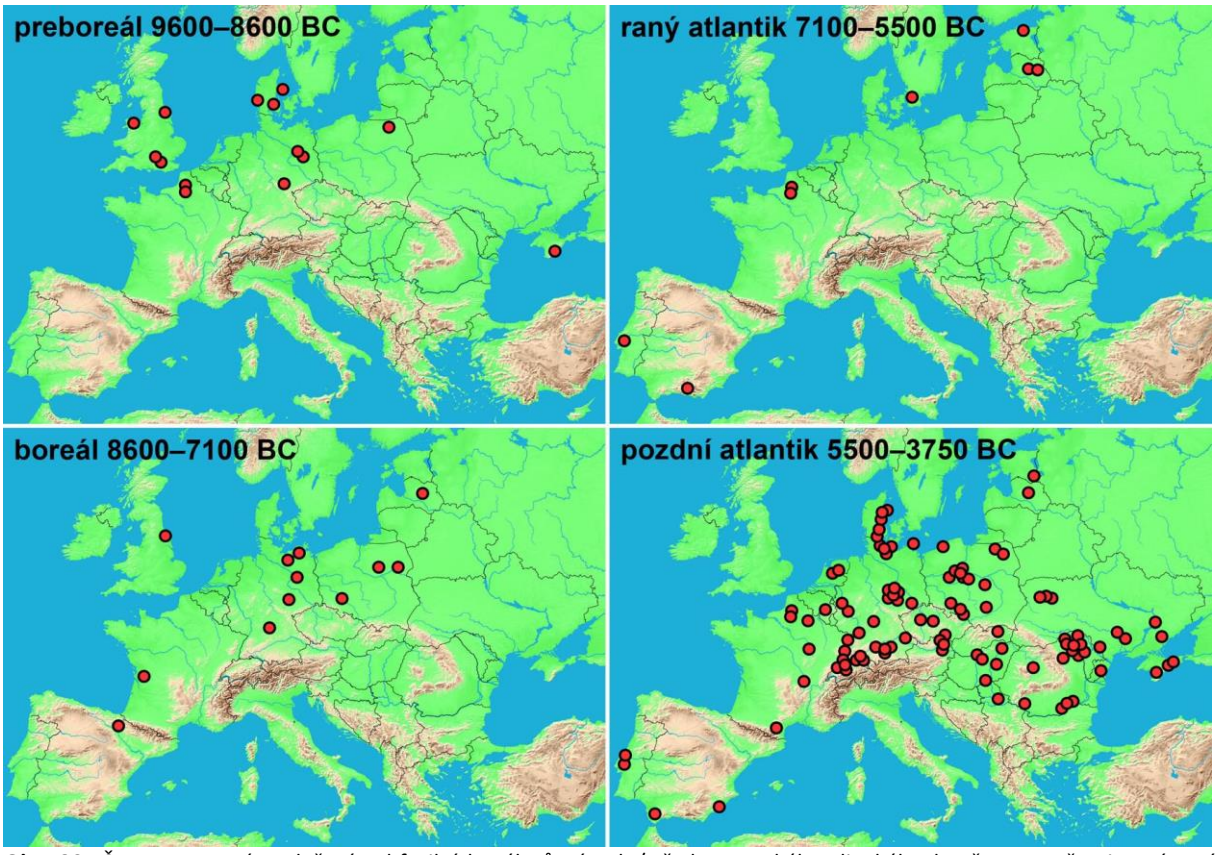
Tradiční zoologický pohled až do počátku 21. století považoval za již zmíněného široce rozšířeného eurasijsko-severoamerického koně tarpana, *Equus ferus* Boddaert, 1785, který měl vytvářet různé poddruhy či druhy (např. Groves 1974). Tento pohled byl však zcela vyvrácen recentními genetickými analýzami aDNA, které původ a vzájemné vztahy holocenních koní objasnily (viz Librado et al. 2021 a reference tamtéž). Ukázalo se, že v raném až středním holocénu existovaly v Eurasii čtyři linie či spíše (pod)druhy koní. První obýval západní a střední Evropu od Iberského poloostrova po karpatský oblouk (v souladu s vědeckou literaturou dále uváděn jako „západo/středoevropský kůň“). Druhý (pod)druh či linie (v analýzách označovaný DOM2) byl rozšířen v ponto-kaspických stepích podél řek Volha a Don západně od Uralu a severně od Černého moře, Kavkazu a Kaspického jezera. Právě koně linie DOM2 jsou jedinými předky všech současných koní kromě koně Převalského. Suché až aridní stepní a lesostepní oblasti východně od Uralu, od pomezí současného jižního Ruska a severního Kazachstánu, na východ po Mongolsko a severní Čínu obýval kůň Převalského. Čtvrtým druhem byl kůň *Equus lenensis*, jehož zatím potvrzený holocenní areál zahrnoval arktické pláně podél jižního pobřeží Moře Laptěvů. Takto vypadaly areály divokých koní v Eurasii do první poloviny 3. tisíciletí př. n. l. V nálezech koní datovaných radiokarbonovou metodou po roce 2200 př. n. l. již v evropských nálezech figurují v drtivé většině pouze potomci linie DOM2, kteří zřejmě během pouhých několika staletí po domestikaci kompletně nahradili původního západo/středoevropského koně, který vyhynul či spíše byl vyhuben ve 3. až 2. tisíciletí př. n. l. Podobný osud stihl divokou populaci DOM2, která byla

zcela nahrazena populací domestikovanou. Areál koně Převalského postupně zanikal od západu na východ, radiokarbonově datované a geneticky ověřené nálezy ze západní části areálu (jižní Rusko a Kazachstán) jsou staré kolem 5 000 let. Do moderní doby se zachovala pouze zbytková populace koně Převalského v suboptimálních podmínkách mongolské části pouště Gobi. Na přelomu 60. a 70. let 20. století tato poslední populace vyhynula a druh přežil jen v chovech v lidské péči. Datum vyhynutí koně *E. lenensis* neznáme, nejmladší radiokarbonově datovaný nález je starý 5 000 let, a je tedy pravděpodobné, že k němu došlo podobně jako u západo/středoevropského koně na přelomu 3. až 2. tisíciletí př. n. l.

Součástí analýz Librado et al. (2021) byl i historický kosterní materiál takzvaného tarpana (*E. ferus*) z ukrajinských stepí. Ukázalo se, že tarpan, jak je definován historickým kosterním materiálem, nebyl ani divokým předkem domácích koní, ani jejich zdivočelou formou, nýbrž jednou z mnoha slepých postranních linií, které vznikaly křížením (snad zdivočelých) domestikovaných (DOM2) a divokých či zdivočelých koní různého původu, jež se dostávali do kontaktu vlivem člověkem řízeného šíření koní domestikovaných. Všechny tyto hybridní linie, stejně jako západo/středoevropský kůň, však beze zbytku zanikly a nezanechaly v populaci současných domácích koní genetickou stopu (Librado et al. 2021, viz kap. 4.2.3.2.). Tarpan (*E. ferus*), který byl popsán ikonograficky na základě slovního popisu a ilustrací, je taxonem s nejasným statusem, zatímco divoký předek domácího koně (DOM2) a západo/středoevropský kůň zůstávají formálně nepopsanými a nepojmenovanými taxony. Taxonomicky situace pravděpodobně nebude v dohledné době vyřešena vzhledem ke stále ještě nedostatečnému pokrytí areálu koní v palearktu genomicky analyzovanými vzorky a vzhledem k vysokému počtu formálních popisů různých taxonů koní z téže oblasti.

Na konci pleistocénu, během pozdního paleolitu (před 35–10 tisíci let) končila v Evropě poslední doba ledová, klima bylo výrazně sušší a chladnější, teploty v zimě na mnoho týdnů klesaly pod –10 °C (Mellars 1994). Růst teplot přinesl koncem pleistocénu konec doby ledové. Dramatické změny životního prostředí, které následovaly, způsobily, že otevřené stepi na velké části území postupně nahradily lesy (Mithen 1994). V některých oblastech, především v poříčních nížinách, sice mohla stáda velkých herbivorů do jisté míry udržovat otevřenou parkovitou krajinu (Vera 2000), přesto se celkově prostředí, zejména struktura a složení vegetace, velmi výrazně měnilo. To vedlo zhruba před 13–10 tisíci let k dobře zdokumentovanému poklesu početních stavů velkých savců vázaných na mamutí step, jejich ústupu na sever nebo na východ, rozdrobení jejich dříve souvislého areálu a v případě mnoha z nich vyhynutí. Otázkou zůstává, do jaké míry se na tom podílely změny klimatu a vegetace a do jaké míry mohlo jít o důsledek nadměrného lovu ze strany moderního člověka, který v té době začal znovu kolonizovat sever Eurasie, odkud zmizel během glaciálního maxima před 27–18 tisíci let, a nově též Ameriku (pro koně např. Arbogast et al. 2002, Clutton-Brock 1992a).

Po kolapsu biomu suché chladné mamutí stepi na přechodu pleistocénu a holocénu před 11 600 lety se díky rozvoji moderní relativně vlhké tajgy, tundry a společenstev opadavých dřevin stalo prostředí Eurasie mimo Arktidu pro koně i jiné zástupce glaciální megafauny suboptimální. Někteří autoři předpokládají, že v tomto kritickém období kůň v Evropě vyhynul, to však jasně vyvrací velké množství kosterních zbytků z 207 (sic) raně až středně holocenních evropských lokalit z období 9600–3750 př. n. l., které zahrnují vesměs archeologická naleziště, i nejnovější genetické studie (Obr. 39; Sommer et al. 2011, Librado et al. 2021). Jelikož adaptace koní k životu v otevřených stepích je zcela neoddiskutovatelná, lze jejich přežití environmentálních změn přelomu pleistocénu a holocénu v Evropě vysvětlit dvěma způsoby. Buď se část populací postupně přizpůsobila životu v lesnatých



Obr. 39. Časoprostorové rozložení subfosilních nálezů západo/středoevropského divokého koně v Evropě mimo území Ruska v období raného až středního holocénu, tedy před domestikací. Zahrnuty jsou tři druhy dokladů: nálezy radiokarbonově datované, nálezy datované kontextově dle asociovaných radiokarbonově datovaných archeologických nálezů a nálezy datované kontextově. Podle Sommer et al. 2011. Orig. © Miloslav Jirků

oblastech (woodlands v nejširším slova smyslu), nebo se v jinak lesnaté střední Evropě zachovaly větší plochy otevřeného prostředí, případně obojí. Na začátku holocénu během preboreálu 9600–8600 př. n. l. byli koně i přes zdokumentovaný populační pokles ostrůvkovitě rozšířeni od Britských ostrovů přes Francii, Německo, Dánsko a Polsko. Z východní Evropy z preboreálu Sommer et al. (2011) překvapivě uvádějí jen jeden nález z Krymu, jelikož do analýzy nebyla zahrnuta data archeozoologické databáze postsovětských zemí.

Dříve souvislá populace byla fragmentovaná a v řadě oblastí zřejmě došlo k jejich lokálnímu vyhynutí. V boreálu 8600–7100 př. n. l. existují nálezy z Britských ostrovů (tehdy stále ještě spojených s kontinentem), Iberského poloostrova, Francie, Německa, Polska a Pobaltí (Litva), přičemž se celková situace podobala preboreálu. Populační hustota byla nadále nízká, protože na lokalitách bohatých na kosterní pozůstatky zvířat, kde byli koně zaznamenáni, představují jejich kosti méně než 3 % všech nálezů. Ve starším atlantiku 7100–5500 př. n. l., tedy v období výrazně teplejšího a vlhčího klimatu (mírně teplejšího než současné), kdy došlo k největšímu rozvoji smíšeného opadavého lesa a plocha bezlesí dosáhla svého holocenního minima, jsou nálezy koní obecně vzácné – doloženy jsou z Iberského poloostrova, Francie, Pobaltí (Litva, Estonsko) a jižní Skandinávie (Švédsko). Na Britských ostrovech, které byly od konce boreálu od kontinentu odděleny Lamanšským průlivem, koně pravděpodobně již vyhynuli. Přežívání pouze izolovaných reliktních populací v období atlantiku naznačuje, že maloplošné přirozené světliny (po pádu starých stromů, činností živlů a bobra atd.) a patrně ani bezlesí v aluviích větších řek v jinak spíše lesnaté Evropě požadavky koní nesplňují. Zásadní zvrat ve vývoji evropských populací koní nastává v mladším atlantiku 5500–3750 př. n. l., o čemž

svědčí velké množství nálezů napříč Evropou z Iberského poloostrova a odtud směrem na východ v širokém pásu mezi Severním/Baltským mořem a Alpami po Pobaltí a Ukrajinu.

Rozmach evropských populací koní ve druhé polovině atlantiku se překvapivě překrývá s obdobím nejpříhodnějším pro rozvoj lesa. Avšak nejen to, překrývá se i s rozmachem neolitického zemědělství, které se Evropou šířilo od východu s kulturou lineární keramiky podél Dunaje. Důvodem tedy mohl být nárůst rozlohy otevřené krajiny v důsledku činnosti neolitického člověka, zemědělce (Sommer et al. 2011). Vliv člověka na vegetaci, který již začínal být alespoň v hustěji osídlených nížinách znatelný, přitom nemusel být jediným důvodem. Někteří autoři předpokládají, že u koní navíc došlo k adaptaci na změněné podmínky (Bennett a Hoffmann 1999). Vyloučit nelze ani (částečnou?) domestikaci či ochočování západo/středoevropského koně nezávisle na pozdější hlavní domestikační události ve východní Evropě, což by nárůst nálezů koní v lidských sídlištích západní a střední Evropy vysvětlovalo nejelegantněji (Kyselý a Peške 2022, viz kap. 4.2.3.2.).

4.2.3.2. Domestikace koně

Stejně jako další poznatky o divokých koních, prochází také znalosti o jeho domestikaci řadou zvratů a posunů. Na základě řady archeologických a genetických důkazů je domestikace koně shodně různými autory datována do období kolem 3500 př. n. l. (Outram et al. 2009). Starší práce řadí její geografické lokalizace do oblasti Kaspického moře s nejstaršími i archeologickými známkami domestikace v severním Kazachstánu (např. Bendrey 2012 a citace tamtéž). Mezi další kandidáty na klíčový region, kde se podařilo poprvé zkrotit divoké koně, patřily Iberský poloostrov nebo Anatolie. Průlomem v chápání původu a vzájemných vztahů současných koní byla rozsáhlá analýza archaických genomů 273 koní z 25 zemí Evropy a Asie, jež prokázala, že všichni moderní domácí i ferální koně, kromě koní Převalského, pocházejí z tzv. populace DOM2 (Librado et al. 2021). Koně z této populace byli domestikováni zhruba 2200 let př. n. l. v ponto-kaspické stepní oblasti mezi Černým mořem a Kaspickým jezerem severně od Kavkazu podél dolních toků řek Don a Volha. Vlivem domestikace došlo ve druhé polovině 3. tisíciletí př. n. l. u linie DOM2 k populační explozi a geografické expanzi a jejich rozšíření napříč celou Eurasií bylo otázkou pouhých několika století (Kyselý a Peške 2022). Zatím nejstarší geneticky a radiokarbonově prokázaný výskyt domestikantů linie DOM2 na území dnešního Česka, a patrně i zbytku střední a západní Evropy, spadá do období 2137–1936 př. n. l.

Librado et al. (2021) vyvrátili četné dřívější omyly dlouhodobě přejímané v odborné i populární literatuře. Nejvýznamnějšími vyvrácenými omyly jsou teorie o původu domácích koní v tarpanovi či koni Převalského, vícečetná domestikace mimo ponto-kaspickou oblast (Anatolie, Irán, Iberský pol.), či původ domácích koní v botajské kultuře. Autoři v neposlední řadě potvrdili jediného společného předka (monofylii) všech současných domácích/ferálních koní, čímž vyvrátili i teorie o původu různých linií domácích koní z více divokých předků, přičemž byl potvrzen status koně Převalského jako samostatné evoluční linie jasně odlišné od ostatních koní.

V souvislosti s domestikací koně jsou velmi zajímavé poznatky českých archeozoologů René Kyselého a Lubomíra Peškeho (2022). Podrobili morfometrické analýze rozsáhlý vzorek koní z území Česka identifikovaných geneticky jako původní západo/středoevropský kůň v rámci studie Librado et al. (2021), a radiokarbonově datovaných do období eneolitu (4200–2200 př. n. l.), tedy před příchodem domestikantů DOM2 z východní Evropy. Z definice by se tedy mělo jednat o divokou populaci. Zjištěna byla extrémní velikostní variabilita eneolitických koní, která spolu s dalšími indiciemi vedla autory k závěru, že výsledky výrazně přesahují rozpětí typické pro populace divokých zvířat a mohla

by být důsledkem domestikačních pokusů či příležitostného ochočování a držení v zajetí západo/středoevropského koně, které probíhalo nezávisle na hlavní domestikační události ve východní Evropě. Na tomto místě je potřeba zdůraznit, že „domestikační“ vysvětlení velikostní struktury enolitické populace „českých“ koní je časoprostorově v souladu s dobře zdokumentovaným nárůstem nálezů kostí koní v archeologickém záznamu z lidských sídlišť, které je patrné napříč střední a západní Evropou již od pozdního atlantiku (viz Obr. 39 a kap. 4.2.3.1.).

Ukázalo se tak, že starší domestikační pokusy patrně vedly k lokálnímu ochočení divokých koní, nicméně tito ranní domestikanti nejsou předky současných domácích ani ferálních koní. Výzkum rovněž potvrdil, že využití koní pro jezdectví vedlo k silné selekci pro kritické lokomotorické a behaviorální adaptace v genech GSDMC a ZFPM1. Tyto změny vedly k silnější páteři a větší ovladatelnosti zvířat. Domestikaci koní v západních stepích Eurasie potvrzuje i další novější studie Warmuth et al. (2021). Ta zároveň konstatuje, že divoký předek domácích koní se začal šířit z východní Eurasie kolem 160 kya.

Je pravděpodobné, že prapůvodní pohnutkou k použití koní k jízdě bylo paradoxně nikoliv zemědělské či válečné využití, nýbrž zefektivnění jejich lovu. Lidé se však naučili využívat stádních instinktů koně velmi rychle a začali jej systematicky ochočovat. Nešlo v žádném případě o jednoduchý ani přímočarý proces. Po určitou dobu bylo držení koní omezeno na klisny či vykastrované samce a teprve po zvládnutí a zkrocení prvních hřebců, pravděpodobně narozených v zajetí klisnám z přírody, a následném uzavření reprodukčního cyklu v lidské péči bylo možné mluvit o skutečném chovu a završené domestikaci.

Jak ukazují genetické studie, je pro domácí koně typická mimořádně vysoká variabilita mitochondriálních genů děděných po mateřské linii, v níž je zřejmě uchována podstatná část variability vyhynulé divoké populace, a naopak mimořádně nízká variabilita genů vázaných na samčí pohlavní Y chromozom (Cieslak et al. 2010, Jansen et al. 2002, Lindgren et al. 2004, Lippold et al. 2011, Vila et al. 2001). Mezi domácími zvířaty je nebývalá mitochondriální variabilita vysvětlitelná buď původem z více než jednoho domestikačního centra, extrémně vysokým počtem klisen v zakladatelském stádě (proběhla-li domestikace jednou) nebo rozsáhlým přimícháváním divokých klisen do stád prvních domácích koní, které pravděpodobně pokračovalo i dlouho po samotné domestikaci (takové tendence ostatně naznačují i historické písemné záznamy východní Evropy). V průběhu domestikace i po ní zřejmě docházelo k začleňování divokých klisen do stád domácích koní poměrně často, ať už spontánně vlivem silně vyvinutých stádních instinktů pro koně typických, nebo formou cílených odchytů za účelem rozšíření chovné základny (např. Vilá 2001, Warmuth et al. 2021). Naopak velmi nízká genetická variabilita vázaná na Y chromozom jasně ukazuje mimořádně nízký počet hřebců zakladatelů, kteří kdy byli do domestikace a následné plemenitby domácího koně zapojeni. Při důkladné analýze velké části chromozomu mnoha evropských plemen byla identifikována pouze čtyři variabilní místa a celkem šest haplotypů (Wallner et al. 2013).

Nízká variabilita Y-chromozomu jistě odráží nesrovnatelně obtížnější zvládnutelnost divokých hřebců v porovnání s klisnami a intenzivní chovatelskou selekci upřednostňující potomstvo omezeného počtu vybraných hřebců s preferovanými vlastnostmi. Jelikož divocí hřebci mohli odvádět domácí klisny do svých harémů (Mohr 1959), je pravděpodobné, že byli od domácích stád odháněni, nebo dokonce cíleně eliminováni, což mohlo navíc usnadnit následné přidružování bezprizorních skupin klisen k domácím stádům (to je ovšem naše spekulace). Možným vysvětlením nízké genetické

variability Y chromozomu by mohlo být utrácení či kastrování hřebečků narozených klisnám, které byly do domácích stád začleněny již březí – to by mohlo sloužit jako účinná obrana chovatelů před rozením příliš temperamentních hřebců v jejich stádech i jako vysvětlení pozorované nízké Y-genetické variability současných domácích koní.

Z hlediska původu regionálních plemen domácích koní je velmi zajímavý výrazný gradient genetické variability zjištěný v rámci Evropy pomocí analýzy mikrosatelitů 24 evropských plemen. Zcela jasně byla identifikována dvě centra genetické diverzity: širší kaspická oblast a Iberský poloostrov (Warmuth et al. 2011). Tato analýza poukázala na dva důležité fenomény – naznačila, že tyto dvě oblasti představují holocenní (postglaciální) refugia, v nichž koně přežili přelom pleistocénu a holocénu v největších počtech, díky čemuž si právě zde uchovali nejvíce genetické variability. Zároveň potvrdila, že jak kaspičtí, což se předpokládalo, tak iberští divocí koně zásadně přispěli ke genetické výbavě současných domácích koní. Jinými slovy je zjevné, že kaspická a iberská plemena jsou primárně odvozena od místních divokých populací, zatímco plemena ze zbytku Evropy jsou převážně odvozena z koní importovaných z jiných oblastí. Některé práce na základě výsledků genetických studií naznačují možnost opakované nezávislé domestikační události mimo hlavní oblast, zejména to platí pro Iberský poloostrov, ale vyloučit nelze ani jiné evropské a asijské regiony (Bendrey 2012), kde mohou být opakované domestikace zastřeny obecně velmi nízkou genetickou variabilitou tamních divokých koní žijících mimo holocenní (kaspické a iberské) refugia. Nejnovější studie založené na větších datasetech však naznačují, že domestikace předků současných koní (kromě koně Převalského) přece jen proběhla pouze jednou, a to ve stepích severně od Kavkazu mezi řekami Volha a Don (Librado et al. 2021).

První domestikovaní koně byli celkovým vzhledem a velikostí od divokých populací neodlišitelní, což bez analýz aDNA v archeologických nálezech nadále znemožňuje jejich spolehlivé odlišení od koní divokých (a naopak). Jak ovšem ukázaly až recentní genetické studie, došlo u domácích koní v době bronzové bezprostředně po domestikaci vlivem cílené plemenitby ke vzniku různých, v divokých populacích se nevyskytujících nebo velmi vzácných, forem zbarvení (Fang et al. 2009, Ludwig et al. 2009). Hnědí až černí (tmavě hnědí) divocí koně začali být napříč Evropou rychle nahrazováni barevně různorodou populací koní domácích, s níž se postupně mísili, až s ní splynuli, resp. vymizeli. Lze spekulovat, že různorodé pestré zbarvení, které se u chovatelů doby bronzové zjevně těšilo velké oblibě, mělo praktický základ. Umožňovalo totiž snadnou identifikaci konkrétních zvířat ve stádě, což je u fenotypově homogenních populací výrazně obtížnější. Možnost jasné identifikace jednotlivých zvířat na větší vzdálenost jistě markantně zefektivnila veškeré chovatelské zásahy, a mohla tak urychlit šlechtění koní dle lokálních či individuálních preferencí.

Pokud uvážíme prokázané splývání divokých stád s domácími (vliv stádního instinktu, pastva domácích stád ve volné krajině, kde nešlo kontaktu s divokými koňmi zcela zabránit, vznik ferálních populací), lov divokých koní pro maso (který evidentně přetrvával i po domestikaci) a chápání divokých populací ze strany chovatelů jako nežádoucího faktoru (kompetice o pastviny, přebíhání/odvádění klisen k divokým stádům atd.), stejně jako geografické omezení divokých populací na určité regiony, nelze se divit, že koexistence divokých a domácích koní trvala ve většině jejich areálu odhadem pouhé jedno až dvě milénia. To je markantní zejména ve srovnání s téměř deseti milénii koexistence (byť regionálně to vždy bylo období mnohem kratší) pratura a domácího skotu. Na Iberském poloostrově, stejně jako jinde ve střední a západní Evropě, je předpokládané vymizení divokých koní datováno do doby bronzové (např. Bendrey 2012, Sommer et al. 2011 a

reference tamtéž). Zároveň však porůznu v Evropě i Asii prokazatelně docházelo k únikům a zdivočování domácích koní a vzniku ferálních populací. Jak od antiky až po středověk naznačují explicitní odkazy cestovatelů a badatelů na pestré zbarvení, právě k těmto zřejmě široce rozšířeným ferálním populacím se zjevně váže řada historických záznamů pozorování koní, mylně považovaných za divoké. Ferální populace mimochodem představují jeden z nejvýznamnějších faktorů, které mohly značně napomoci splynutí divokých a domácích populací. Na východoevropských stepích se zdivočelé populace domácích koní s určitou introgresí lokálních populací divokých koní ve volné přírodě udržela až do přelomu 18. a 19. stol. Právě takový byl původ koní označovaných jako terpani – viz předchozí kap. 4.2.3.1.

Chov koní se vzhledem ke svému hospodářskému a strategickému významu šířil z domestikačního centra mezi Donem a Volhou velmi rychle, takže již v době bronzové (u nás 2300–800 př. n. l.) byli koně chováni plošně po celé Evropě i ve velké části Asie. Ačkoliv byli zbývající divocí koně nadále loveni a spěli ke svému zániku, těšili se jejich domácí příbuzní maximální péči člověka. Došlo tak k jedné z nejdůležitějších událostí v historii, protože domestikace koně navždy změnila chod dějin a svět už nikdy nemohl být jako dříve. Lidstvo totiž díky koni a nově nabyté bezprecedentní mobilitě nezadržitelně směřovalo ke vzniku globální civilizace.

V tomto kontextu je třeba hodnotit historická pozorování koní v přírodě. Na základě genetických analýz zbarvení, které prokazují, že původním zbarvením divokých koní od západní Evropy po Asii byl hnědák (hnědá srst, černá hříva, černé žíně ocasu), je zřejmé, že řada historických záznamů odkazuje již na ferální populace koní. Týká se to i nejstaršího záznamu o koních vůbec, jehož autorem je řecký historik Herodotos v 5. stol. př. n. l. Popisuje bílá stáda koní na severu Evropy (Herodotos 1890). Tuto záměnu dnes potvrzují i genetické studie (např. Librado et al. 2021).

Mnohem vážnější důsledky pro vědu však měla chybná interpretace pozorování Samuela Gottlieba Gmelina v roce 1768, který sledoval stádo koní ve Voroněži. Zvířata charakterizoval jako velmi plachá a rychlá, která se dávají na útěk při jakémkoliv hluku. Zvířata měla krátkou hřívu i krátké žíně na ocase. Zbarvení zvířat bylo myšovité, ale ve stádě se vyskytovala také zvířata bílá a šedá. Právě znovuobjevený Gmelinův popis „divokého koně“ se stal na začátku 20. stol. základní charakteristikou evropského divokého koně a šedivě zbarvený tarpan byl v literatuře po několik desetiletí popisován jako autentický divoký kůň Evropy. Nicméně na základě genetických výzkumů zbarvení divokých koní (Ludwig et al. 2009, viz níže), stejně jako nejnovějších analýz aDNA (Librado et al. 2021), je však zřejmé, že šlo o stáda zdivočelých domácích koní nebo o příslušníky slepých hybridních linií koní odvozených od domestikované linie DOM2. Již Smith (1841) vyslovuje myšlenku, že už od starověku cestovatelé zmiňující koně se šedivým zbarvením a vzpřímenou hřívou ve skutečnosti popisují divoké (rozuměj zdivočelé) osly.

Rovněž zprávy o výskytu posledních „divokých koní“ na ruských a ukrajinských stepích se týkaly již jen ferálních populací. Ukazuje to i srovnávací morfologická analýza (jediných!) dvou lebek „autentických“ ruských tarpanů a 83 vzorků různých plemen koní. Ukázalo se, že v jednom případě jde evidentně o koně domácího, ve druhém přinejlepším o kříženec s koněm domácím, což autoři uzavřeli konstatováním, že tarpan nesplňuje kritéria pro klasifikaci jakožto biologický druh (Spasskaja a Pavlinov 2008). Také genetické analýzy prokázaly, že tarpan byl směsicí koní různého původu, včetně nositelů genu současných domácích koní DOM2, a nebyl tak divokým předkem moderních domácích ani ferálních koní (Librado et al. 2021). Pro prokázanou či možnou asociaci tarpana s

ferálními koňmi tak již v současné době není toto pojmenování vnímáno jako označení pro autentické divoké koně. Samozřejmě by bylo ideální tento komplikovaný aspekt formálně vyřešit stanovením neotypu pro taxon *Equus ferus* na základě kosterních pozůstatků divokého předka linie DOM2 a podobně formálním popisem a pojmenováním vyhynulého západo/středoevropského divokého koně.

Samotný termín tarpan přitom není v Evropě tradiční. Používali ho asijští kupci obchodující přes oblasti střední Asie s Evropou, kteří tímto termínem označovali lehké divoké a ferální koně z oblasti střední Asie (v dobové literatuře bývá tarpan rovněž uváděn jako předek rychlých arabských koní a popisován v protikladu k menším a robustnějším koním evropským). Až od poloviny 19. stol. se začal termín tarpan používat také pro poslední volně žijící ferální koně ve východní Evropě. Na základě současných znalostí víme, že pojmem tarpan byla označována stáda koní ferálních, příp. kříženců. Na tuto možnost opakovaně poukazovala řada autorů, a podle mnohých z nich proto tarpan ve skutečnosti jako definovatelná biologická entita nikdy neexistoval, zatímco jiní autoři u tarpanů alespoň připouštěli silný vliv ferálních koní (např. Clutton-Brock 1992b, Mohr 1971, Nobis 1971, Pickerlová 2004, Speed a Speed 1977, Zeuner 1963).

4.2.3.3. Divocí koně na území České republiky

Archeologické holocenní doklady divokých koní z území České republiky pocházejí vesměs z období pozdního neolitu (Kyselý 2005, Peške 1986, 1987). Pozdější nálezy koní nebyly rozlišovány na domácí a divokou formu. Jak bylo zmíněno výše, od eneolitu může jít již o koně domestikované (Kyselý 2005, Kyselý a Peške 2022). Nálezy divokého koně byly popsány ze tří lokalit. První jsou Bylany u Kutné Hory (Kyselý 2005, Peške et al. 1998), druhou je lokalita Černý Vůl na Praze-západ (Kyselý 2005, Peške 1986, 1977) a třetí Těšetice-Kyjovice na Znojemsku (Dreslerová 2006).

Jedno z nejstarších vyobrazení koně na území ČR pochází z jeskyně Pekárna u Mokré na Brněnsku z období zhruba 11000 př. n. l., kde se zachovala pravěká rytina pasoucího se koně a hlavy koně, proti níž směřuje šíp.

Historické prameny z území České republiky jsou podobně skromné jako z dalších částí Evropy. Jedna z mála zmínek uvádí žádost Maximiliána II. (1564–1576), který žádal vévodu parmského o několik párů divokých koní pro zvěřinec v královské zahradě, jenž za své vlády značně rozšířil. Koně jsou zmiňováni ve výčtu divokých zvířat také za císaře Rudolfa II. (1579–1611), který je choval v Ovenci (dnešní Stromovce) spolu se zubry, jeleny, divokými prasaty a dalšími zvířaty.

Na přítomnost koní na území dnešní České republiky odkazuje i řada místních názvů, přičemž samozřejmě nelze rozlišit, zda pojmenování pochází od koní divokých či domácích. Na Prostějovsku se nachází obec Konice, na Třebíčsku Koněšín, v okrese Praha-východ obce Konojedy a Konětopy, na Uherskohradišťsku se nacházejí Nedakonice, v okrese Brno-venkov Říkonín a na jihu Čech Strakonice.

4.2.3.4. Stavba těla

Dochované historické popisy jsou natolik kusé a útržkovité, že na jejich základě řada autorů oprávněně odmítala původní podobu divokých koní v Evropě rekonstruovat (Volf 2002). Jak bylo uvedeno v předchozí kapitole, zoologové jsou k mnoha pozorováním poměrně kritičtí a nevylučují, že řada pozorování/popisů koní uváděných v literatuře jako divocí ve skutečnosti odkazuje na zdivočelé koně domácí. Až pozdější přístupy nevycházející pouze ze sporných popisů pozorování z Polska a Ukrajiny, ale také z jeskynních maleb, archeozoologických nálezů, a především analýzy aDNA umožnily vykreslit podobu divokých koní v Evropě přesněji.

Divoké koně několika odlišných rámců obývající Evropu v pozdním pleistocénu zachycuje řada paleolitických vyobrazení, na jejichž základě někteří výstřední badatelé popsali mnoho nových druhů (Guthrie 2005). Jeskynní malby zobrazují často koně, kteří svým vzhledem poměrně přesně odpovídají současnému koni Převalského. Robustní rysy, krátká hlava, silná čelist, vzpřímená hříva, oranžovo-hnědé zbarvení. Na první pohled byl tento pravěký kůň podobný současnému koni Převalského jak svým vzhledem, tak obývaným biotopem evropské suché a chladné mamutí stepi. Takové otevřené prostředí se do současnosti zachovalo ve stepích střední Asie a Mongolska. Současný stav poznání potvrzuje, že vyobrazené koně ani nalezené fosilní materiály nelze ztotožnit se současným koněm Převalského a dobové označování pleistocenních evropských koní za koně Převalského není oprávněné (viz např. Kyselý a Peške 2022, Librado et al. 2021).

Pro charakterizování stavby těla koní a pro porovnávání současných plemen s jejich divokými předky se používá srovnání proporcí končetin a stavba zubů a lebky (Groves a Willoughby 1981). Mezi hřebci a klisnami se projevují rozdíly ve velikosti těla, hřebci jsou větší, mají robustnější kosti a silnější tělo (Willoughby 1975). Mezi pohlavími je v průměru rozdíl zhruba deset procent (Duncan 1992).

Stavba těla koní, a především jejich končetin je silně přizpůsobena potřebě rychlého běhu na velké vzdálenosti (Azzaroli 1992). Kromě toho jsou svou stavbou končetiny koní, na rozdíl od ostatních kopytníků, adaptovány k pasivnímu stání. Koním umožňují „uzamknout“ jejich končetiny na dlouhou dobu v napřímené poloze bez zapojení vědomě ovládaných svalů, a výrazně tak šetřit energii (MacFadden 1992).

Klíč k úspěchu koní se nachází v jejich tlamě. Stoličky s vysokými korunkami, silnou vrstvou skloviny, a navíc složitým sklovinovým vzorem na okluzní ploše spolu s pohyblivými pysky a dokonalým trávicím traktem umožňují koním využívat velmi chudou travnatou potravu včetně suché „stařiny“, kterou jiná zvířata srovnatelné velikosti nedokážou zpracovat (Janis 1976). To je z hlediska evoluce velmi důležitá adaptace, neboť právě suchá „stařina“ představuje v primárních biotopech koňovitých, tedy (leso)stepích až polopouštích, po podstatnou část roku vlastně jedinou rostlinnou biomasu, která je býložravcům k dispozici. Oproti třeba turovitým mají koně řezáky v horní i dolní čelisti, což jim umožňuje dosáhnout pinzetového úchopu (např. Groves 1974) a oproti přežvýkavcům nevyužívají předního (žaludek s obrovitým bachorem), ale zadního (slepé a tlusté střevo) trávení, což jim umožňuje zpracovávat potravu horší kvality. Daní za tuto obdivuhodnou a u ostatních velkých spásačů nevídanou adaptaci je neschopnost metabolizovat alkaloidy v potravě – to se patrně promítá do zpomalenějšího ontogenetického vývoje a delší březosti (Guthrie 1990). Od turů se koně výrazně liší i samotným způsobem pastvy. Zatímco tuři (např. skot, zubr, bizon) uchopují rostliny jazykem a s pomocí pysků odtrhávají, koňovití potravu uchopují pysky a poté ji řezáky „odstřihávají“ jako zahradními nůžkami.

Ačkoliv mají velké zorné pole díky eliptickému tvaru zornice, vidí poměrně slušně na blízko i na dálku, ostrost jejich vidění je dost omezená a největší význam ze smyslů má čich. I za tmy jsou značně aktivní díky dobré schopnosti nočního vidění (Volf 2002).

Velikost divokých koní uvádějí různí autoři v poměrně širokém rozpětí (např. Groves 1974). Řada starších údajů se navíc netýká popisu autentických nálezů z předdomestikačního období, ale odkazuje mylně na ferální populace. Sokolov (1959) udává kohoutkovou výšku stepního tarpana 107–136 cm a koně Převalského 135–140 cm.

4.2.3.5. Hříva

Charakter hřívy, stejně jako zbarvení, byl dlouho předmětem diskuzí. Svěšená hříva bývala dlouho považována za produkt domestikace, přičemž platí, že zatímco divokým zástupcům koňovitých se chlupy hřívy mění pravidelně každým rokem, u domácích koní se tak děje jednou za několik let, čímž chlupy vyrostou do takové délky, že nemůžou stát čistě z mechanických důvodů (Heck 1936, Volf 1984).

Podle některých autorů zachycují koně se svěšenou hřívou například malby z jeskyně Le Portel nebo Peche-Merle (Groves 1974), nebo byla zdokumentována u zmrzlých zbytků pleistocenního divokého koně *Equus lambei* (tzv. Yukon horse, Harrington 2002). Na druhou stranu, ani u konkrétního druhu nebo plemene nemusí být charakter hřívy stálý. U současných divokých koňovitých se jinak vzpřímená hříva svěšuje při stresu, zhoršení kondice nebo při dosažení určitého věku apod. (Volf 1984, Groves 2009).

Pro splývavou hřívu jako pro adaptaci evropských divokých koní na vlhčí podnebí s častými dešti po skončení doby ledové mluví empirická pozorování koní v zoologických zahradách. Zatímco koně Převalského nebo koně plemene Fjord (oba se vzpřímenou hřívou) reagují na déšť pohybem hlavy, při kterém se snaží vodu „oklepat“, koně se splývavou hřívou déšť téměř neregistrují.

4.2.3.6. Zbarvení

Zbarvení divokých koní bylo dlouho předmětem sporu. Historické prameny uváděly v evropských lokalitách zbarvení hnědé, myšovité, šedé i bílé. Rozmanitost však byla dána častým zaměňováním zdivočelých domácích koní s divokými. V období mezi světovými válkami se zoologové, kteří se pokusili zpětně vyšlechtit koně vzhledově odpovídající tarpanovi, přiklonili k myšovitému zbarvení, které interpretovali jako šedé. Šedá byla v tomto případě navíc považována za světle břidlicově šedou. Touto cestou šli jak bratři Heckové v Německu, kteří vyšlechtili tzv. Heckova koně, tak Tadeusz Vetulani v Polsku, který založil chov tzv. polského konika. Myšovitě šedé zbarvení divokého koně bylo stanoveno za standard a do chovu byla zařazena pouze zvířata, která mu odpovídala. „Myšovitě šedé“ zbarvení se od té doby po několik desetiletí objevovalo jako základní charakteristika evropských divokých koní prakticky ve veškeré populární literatuře i ve velké části vědeckých prací, byť někdy s poznámkou, že Vetulaniho postupy byly některými autory označovány za unáhlené pro nedostatek srovnávacího materiálu (Volf 2002).

Pozdější analýzy DNA vesměs shodně ukázaly, že sázka na šedé koně byla omyl. Analýza provedená na desítkách archeologických nálezů divokých koní od Iberského poloostrova přes střední a východní Evropu až po Sibiř, datovaných vesměs do dob před domestikací, jednoznačně ukázala, že původním zbarvením divokých koní byl hnědák (hnědě zbarvená srst a černě zbarvená hříva, žíně ocasu a holeně), případně hnědý plavák (Ludwig et al. 2009). Ještě 14 tisíc let př. n. l. byla tato barva typická pro všechny analyzované divoké koně. Takto zbarvené koně ostatně zachytili také pravěcí lovci na mnoha jeskynních malbách. Před šesti tisíci let se začali objevovat koně s černým (resp. velmi tmavě hnědým) zbarvením, což je někdy označováno za pravděpodobný důsledek většího pokrytí kontinentu lesy. Vliv člověka a domestikace na objevení černého zbarvení je vzhledem ke stáří vzorků nepravděpodobný (Ludwig et al. 2009).

Další změny ve zbarvení nastaly až s postupem domestikace (Ludwig et al. 2009), která bývá datována zhruba do období před 5500 lety (Bendrey 2012). Na počátku doby bronzové došlo vlivem chovatelského výběru u domácích koní doslova k explozi různých typů zbarvení – kromě původního

hnědáka a černého zbarvení se objevují koně bílí, šediví, strakatí atd. Analýzy DNA ukázaly, že k největšímu nárůstu rozmanitosti zbarvení u koní došlo mezi 3000 př. n. l. a přelomem letopočtu (Ludwig et al. 2009).

Nové barevné varianty domácích koní zatlačily do pozadí původní zbarvení hnědáka, jehož podíl v celkové populaci klesl zhruba na čtvrtinu. O popularitě nových typů zbarvení mezi tehdejšími chovateli svědčí, že 7000 let př. n. l., tedy asi 3500 let před domestikací, bylo u východoevropských koní zastoupení hnědáků 76 % a černě zbarvených 24 %, zatímco v prvním tisíciletí před naším letopočtem tyto dvě barvy ve stejné oblasti tvořily dohromady jen zhruba třetinu všech barevných variant (Ludwig et al. 2009). Tato analýza ukázala, že popisy divokých koní v mnoha případech zachytily zdivočelé domácí koně nejen u myšovitě zbarvených zvířat v Polsku a Litvě, ale i v případě Herodotova vyprávění o stádech bílých koní. Homogenita zbarvení, ale i stavby těla, je jedním z důležitých rysů odlišujících skutečně divoké koně od domácích zvířat (Kaagan 2000). Také proto je možné stádo popsané Gmelinim v polovině 18. stol., kde se vyskytovaly tři různé typy zbarvení koní, poměrně spolehlivě označit za ferální nebo silně ovlivněné koňmi domácími.

Kromě základního zbarvení jsou pro divoké koně typické i další znaky. Mezi ně patří především úhoří pruh, který se táhne na zádech od hřívy k ocasu. Pozorování u koně Převalského ukazují, že intenzita a šíře úhořího pruhu může být u různých jedinců značně variabilní (Volf 2002).

Kromě úhořího pruhu se u koní objevují pruhy rovněž na dalších částech těla. Především na plecích a na nohou. Ty se dodnes zachovaly například u některých jedinců v populaci huculů na Ukrajině. Pozůstatků pruhů u koní si všímá v poměrně velkém rozsahu deseti stran např. Darwin ve svém klasickém díle Proměnlivost rostlinných a živočišných druhů během domestikace (Lusis 1943). Darwin popisuje tyto znaky na mnoha případech domácích koní, které osobně viděl. Stejně tak přináší řadu pozorování svých současníků z různých částí světa, kteří popisují pruhy u řady primitivních plemen koní. Jen výjimečně se intenzivní pruhy připomínající zebru objevily u ušlechtilých plemen, jako například u klisny Lorda Mortona, která byla z 15/16 čistokrevný arab (Lusis, 1943). Darwin z toho vyvozuje, že všechna domácí plemena koní pocházejí ze společného divokého předka, který měl pruhování na některých částech těla (Darwin 1905). Jiní autoři přišli s teorií, že předek koní byl pruhovaný v podstatě po celém těle (Ewart 1904). Z první poloviny 20. stol. je popsán výskyt pruhování u několika primitivních plemen koní v bývalých zemích Sovětského svazu či Jugoslávie (Lusis 1943). Lusis (1943) popisuje dva typy pruhování. První typ je podle něj charakteristický pro evropské koně, jak je popisuje Ewart (1904) a ruští autoři, druhý typ je pak typický pro koně mongolské.

Zajímavou součástí zbarvení divokých koní jsou i takzvané „leopardí skvrny“. Ty byly zachyceny na některých jeskynních malbách z období paleolitu, např. ve francouzské jeskyni Peche-Merle, a obecně byly považovány za první projevy abstraktního pojetí zobrazovaných objektů pravěkými autory, případně jim byly přisuzovány různé mytické významy. Analýzou DNA se však podařilo prokázat, že „leopardí skvrny“ se u divokých koní skutečně vyskytovat mohly (Pruvost et al. 2011). V rámci výzkumu byly analyzovány vzorky z 31 koní z oblasti Sibiře, východní a západní Evropy a Iberského poloostrova. Alely genů kódující „leopardí skvrny“ byly zjištěny již ve vzorcích z období pleistocénu (ve čtyřech případech) a dvou vzorcích z období eneolitu. To naznačuje, že namísto magické abstrakce pravěcí umělci mohli v podstatě realisticky zachytit svá pozorování, dost možná vzácně zbarvených, zvířat v přírodě (podobně, jako je tomu u vzácných „bílých“ leucistických

medvědů, zaujímajících význačné postavení v mytologii severoamerických indiánů). V pravěkém provedení ovšem nešlo o tak výrazné kontrasty, jaké známe u plemen knabstrup nebo appaloosa. Leopardí skvrny se vzhledem k tehdy zjištěným kombinacím alel objevovaly spíše jako tmavší skvrny na hnědě zbarvených zvířatech (Pruvost et al. 2011).

Práce Pruvost et al. (2011) rovněž potvrzuje výsledky dřívějších studií (Ludwig 2009), neboť po celé období pleistocénu eviduje v Evropě i na Sibiři výhradně hnědáky (hnědá srst, černá hříva a žíně ocasu), následně se v mezolitu až neolitu objevuje i černé zbarvení.

4.2.3.7. Biologie a etologie divokých koní

Přestože se na základě současných poznatků ukazuje pravděpodobné, že člověk výrazně zasáhl do života divokých koní v celé Eurasii, a populace považované za divoké byly v minulosti na přechodnou dobu domestikovány, nejsme při popisování biologie a etologie koní odkázáni jen na spekulace.

Cenné informace přinášejí jak pozorování z Mongolska a Číny, kde byl repatriován kůň Převalského, tak lze mnohé vyvodit také z pozorování ferálních populací původně domácích koní, které se nalézají na všech kontinentech s výjimkou Antarktidy.

V rámci střední a západní Evropy představuje jedinečný model (polo)divoce žijícího koně plemeno exmoorský pony, které žije nejméně od 11. stol. (první explicitní písemná zmínka v tzv. knize Soudného dne z roku 1086) celoročně ve volné krajině jihozápadní Anglie. Děje se tak s minimem chovatelských intervencí, zejména zcela bez přikrmování, veterinární péče včetně medikací a ustájení či přístřešků (Baker 1993, 2008, Gates 1979, 1981). Exmoorský pony tak představuje v rámci střední a západní Evropy jedno z posledních (polo)divokých, a navíc čistokrevných plemen dlouhodobě adaptovaných na místní relativně chladné a vlhké klima. Z historického pohledu není nepodstatné, že pro tato zvířata se až do 19. století používalo prosté pojmenování divocí koně a



Obr. 40. Pro koně, tak jako pro jiné velké kopytníky, jsou z důvodu péče o srst a pokožku nezbytné prachové či písečné koupele. Koně k tomu rádi využívají plochy zkypřené rytím prasat, čímž zpomalují jejich zarůstání. Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

současný název exmoorský (někdy též keltský) pony je relativně nové. Jde zároveň o jedno z ekologicky nejlépe prostudovaných plemen žijících de facto přirozeně v podmínkách podobných České republice, a proto velká část následujících pasáží odkazuje právě na něj. Naopak okrajově nebo vůbec jsou zahrnuta polodivoká či divoká plemena/populace koní z těžko srovnatelných regionů klimaticky, vegetačně a biogeograficky odlišné jižní Evropy (Iberský poloostrov, jižní Francie – Camargue, Balkán) či jiných kontinentů (např. severoameričtí mustangové, australští brumbies, sibiřští jakutští koně atd.).

4.2.3.8. Nároky na prostředí

Obecně koně preferují stepní až lesostepní krajinu s dostatkem preferované potravy – trav, přičemž preferují lokality se spolehlivými vodními zdroji a možnostmi úkrytu před větrem (Nowak 1991, Duncan 1992). Limitujícími faktory jsou pro koně dostupnost vodních zdrojů a vysoká sněhová pokrývka (Namtar 2010). Divocí koně původně obývali rozsáhlé oblasti od (jiho)západní Evropy přes Asii po Severní Ameriku, museli se proto adaptovat na širokou škálu různých prostředí (Azzaroli 1992). Specializovali se především na stepi (Azzaroli 1992, Kingdon 1979), přestože někteří autoři upozorňují, že koně nebyli svými nároky ani geografickým rozšířením omezeni jen na ně (Woodward 1991). To potvrzuje i rozšíření divokých koní v relativně teplých a vlhkých, z větší části lesnatých, oblastech v období starověku a středověku (Sommer et al. 2011).

O přizpůsobivosti koní svědčí prosperující ferální populace původně domácích koní, kteří se dokázali adaptovat na tak odlišná prostředí, jako jsou (polo)pouště Austrálie, Mexika, Namibie a USA, bažinaté oblasti francouzského Camargue, vysoké polohy amerických Rocky Mountains či Tibetu, větrné ostrovy Sable Island nebo Nova Scotia, rašeliniště a vřesoviště Britských ostrovů či západní Kanady, nebo tundry východního Ruska (Duncan 1992, Rees 1993, Lever 1985, Gates 1981). Někteří autoři (např. Duncan 1992) upozorňují, že tato prostředí nemusí představovat biotopy, které by koně preferovali, nýbrž prostředí, kde jsou tolerováni člověkem. Podobně poušť Gobi patrně není pro koně Převalského optimálním prostředím, ale posledním útočištěm, kam byl zatlačen člověkem (Kaagan 2000). Nicméně i to ukazuje na obrovskou adaptabilitu a odolnost koní, kteří dokážou přežít v extrémních podmínkách (Kaagan 2000).

Koně jsou i v otevřeném terénu odolní vůči velmi různorodému počasí. Za větrného počasí vytváří „větrolamy“ tím, že se staví zády proti větru a skloní hlavu (Baker 1993). Před prudkým sluncem se koně chrání vyhledáváním stínu stromů, břehů řek nebo roklin (Rees 1985, Baker 1993), divocí mustangové v Nevadě se schovávají před sněžením v jalovcových porostech (Berger 1986).

Exmoorští koně obecně nereagují na déšť ani chlad. Úkryt v keřích, pod břehy a jinde vyhledávají v podstatě jen při kombinaci deště, nízkých teplot a silného větru (Delling 2013). Také u tohoto plemene je typická, pro koně zřejmě univerzální, reakce na chladné větrné počasí – aniž by přerušovali pastvu, natáčí se s pevně přitisknutým ocasem zády proti větru. Zajímavé je, že na rozdíl od ovcí pasoucích se na týchž lokalitách preferují exmoorští pony dlouhodobě i ve zcela otevřených terénech krajinu jen s rozptýlenými keři a stromy. Oblast Exmooru je geomorfologicky členitá, kopcovitá s množstvím strží, vodních toků, rašelinišť a vysokých útesů. Pro koně to nepředstavuje problém, ovšem v náročných terénech (prudké svahy, bažiny) či ve vyšší přízemní zapojené vegetaci vřesovišť si udržují stálé stezky, které využívají i jiná zvířata jako ovce, skot, srny, jeleni a lidé.

Jednotlivé harémy obývají rozsáhlá teritoria, která se mohou částečně překrývat s teritorii harémů sousedních. Domovské okrsky exmoorských pony se podle úživnosti prostředí a velikosti stáda

pohybují v rozmezí 22–312 ha (2,5–18,3 ha na koně). Od roku 1818 je v Exmooru pro celoroční pastvu v kombinaci se skotem a ovcemi předpokládána plocha 4 ha na koně, tj. shodně jako u skotu a pětkrát více než u ovce (Baker 2008). Od 90. let 20. stol. jsou však ovce a skot od října do dubna chovány v ohradách, takže od podzimu do jara jsou koně na pastvinách jen ve společnosti zvěře.

4.2.3.9. Potrava a voda

Koně jsou díky své unikátně adaptované trávicí soustavě schopni přežít v oblastech s hrubou vegetací nízké kvality, resp. s vysokým obsahem vlákniny a nízkým obsahem proteinů, která by jiného býložravce srovnatelné velikosti neuživila. Tato strategie umožnila koním přežít po tisíciletí v suboptimálních podmínkách těch nejnáročnějších prostředí, mnohdy v nepříliš hustých populacích (Berger 1986). Těmi byly kromě polopouští střední Asie i méně lesnaté části postglaciální Evropy. Mají-li koně možnost, dávají přednost čerstvé vegetaci před suchou stařinou. Aby se k ní dostali, neváhají přeplavat i hlubokou vodu (Duncan 1992). Koně se živí převážně trávami, ale přijímají i některé dvouděložné (resp. širokolisté) byliny. U exmoorských pony v Anglii je popisována výrazná preference trav, která na spásaných plochách vede k proporčnímu nárůstu zastoupení dvouděložných bylin (Obr. 42), ale také například orchidejí (Obr. 44). Právě toho se využívá při pastevním managementu květnatých luk (Baker 2008). Zejména u tzv. primitivních plemen (včetně exmoorského ponyho) je známá tendence spásat, často preferenčně, suchou luční stařinu, včetně třtiny křovištní, kterou jiní býložravci odmítají, neboť ji nejsou schopni efektivně strávit. Primitivní plemena koní ochotně spásají i hrubou biomasu tvořenou rychle rostoucími, konkurenčně silnými ruderálními bylinami včetně pcháčů a bodláků (Obr. 41). Během vegetace se koně k okusu větviček a loupání kůry dřevin uchylují výjimečně.

S koncem vegetační sezony se potravní preference koní výrazně mění a důležitou složkou potravy se od podzimu do konce zimy stávají letorosty a kůra nejrůznějších listnatých dřevin včetně slivoní



Obr. 41. Dřeviny koně okusují zejména v době vegetačního klidu, ve vegetační sezoně si jich prakticky nevšímají . Exmoorští koně dokážou okusovat i vegetaci, kterou hospodářská zvířata na pastvinách ponechávají. Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

(*Prunus* spp.) a jiných trnitých zástupců čeledi růžovitých. V zimě koně okusují i větve borovic, čímž je vyvětvují do výšky cca 1,6 m, ale protože neloupou jejich kůru, odrostky výšky kolem 2 m nezničí. Kůra je pro býložravce obecně jedním z mála široce dostupných zdrojů v přírodě vzácného, a přitom velmi důležitého fosforu (Hejcmanová et al. 2013, Hejcman et al. 2014). V zimním období v potravě ve značné míře figurují také jinak spíše opomíjené druhy/části rostlin. U primitivních plemen včetně exmoorských koní je časté např. pojídání opadaného listí a větviček, šlahounů ostružin, růží apod. (Baker 2008, Jirků 2015 – vlastní pozorování). V zimě koně přijímají i jedovaté hasivky orličí a kopřivy, jejichž oddenky systematicky pomocí kopyt vyhrabávají z půdy (Berger 1986, Jirků 2015 – vlastní pozorování). Tímto způsobem koně zejména v zimě udržují i ruderalizovaná místa, která jiní býložravci přehlížejí.

Koně Převalského konzumují kořeny divoké rebarbory (*Rheum leucorhizum*) nebo poupata divokých tulipánů (*Tulipa unjfiora*) (Bökönyi 1974b, Mohr 1971). Mustangové v Pryor Mountain v USA se živí i travinami z bažin, rákosem a stonkem i kořenem kozince (*Astragalus* sp.) (Feist a McCullough 1976). Také u koní žijících polodivoce v řadě západoevropských rezervací jsou rákos, orobince a patrně i jiná vodní makrofyta významnou složkou potravy. Koně se běžně pasou až do hloubky, kde jim voda smáčí břicho, čímž podél břehů vodních těles aktivně vytvářejí a dlouhodobě udržují až několik metrů široký pás prosluněných mělčin s bohatými litorálními společenstvy (Jirků – vlastní pozorování, viz Obr. 20). Na mořském pobřeží Britských ostrovů zařazují tamní poníci do své potravy na jaře a na podzim také chaluhy, což jim podstatnou měrou pomáhá se saturací životně důležitých minerálů (Baker 1993, 2008). Volně žijící exmoorští koně vyhledávají na jaře ostnitou bobovitou křovinu hlodáš (*Ulex* sp.), která pro ně po několika chladných měsících chudé stravy představuje koncentrovaný zdroj energie (Baker 1993). Denní spotřeba potravy činí u exmoorského ponyho kolem 7,5 kg suché hmotnosti rostlinné biomasy a je známo, že mají oproti mnoha jiným plemenům pomalejší metabolismus, díky němuž prosperují i na velmi chudé pastvě rašelinišť a vřesovišť (Baker 2008).

Koně potřebují, pokud možno, každodenní přístup k čerstvé vodě. Jsou-li vodní zdroje zamrzlé, jsou koně schopni přežít díky konzumaci sněhu (Guthrie a Stoker 1990, Grzimek 1975), slabou vrstvu ledu prorazí nebo prolížou (Jirků – vlastní pozorování). V oblastech s nestabilními zdroji vody může u koní docházet ke snížení plodnosti až lokálnímu vyhynutí. Podle některých autorů byl právě tlak člověka na poslední stáda koně Převalského, který znemožňoval trvalý a pravidelný přístup k napajedlům, možnou příčinou jejich vyhynutí ve volné přírodě (Dierendonck a de Vries 1996).

Zajímavým aspektem potravního chování je často zmiňovaná schopnost sebe-medikace (self-medication), kterou naznačují např. u exmoorského ponyho udávané negativní korelace mezi intenzitou infekcí hlísticemi a mírou konzumace borových letorostů (Baker 2008).

4.2.3.10. Struktura populace, socialita a časoprostorová aktivita

Koně vytvářejí dva typy sociálních skupin. Jednak harémy s vůdčím hřebcem a 1–6 klisnami, přičemž celková velikost stáda včetně mláďat se obvykle pohybuje v rozmezí 5–20 kusů (Nowak 1991). Druhým typem uskupení jsou mládenecké, tzv. bakalářské skupiny s odrostlejšími hříbaty samčího pohlaví i staršími hřebci (Kingdon 1979, Woodward 1991). Tento sociální systém spojuje koně s horskými a stepními zebrami. Druhý typ, tedy teritoriální systém bez stabilních skupin, realizují afričtí i asijští osli a zebra Grévyho (Berger 1986, Groves a Willoughby 1981). V případě exmoorského ponyho chovatelé považují za vhodný poměr jednoho hřebce na 15 klisen, přičemž hřebec může ve



Obr. 42. Při zahájení pastvy se exmoorští koně ve vegetaci vysokých trav téměř ztráceli. Po několika letech trvalého potlačování chudých porostů se pastviny výrazně proměnily. Koně preferují trávy a ostřice, květin si prakticky nevšímají, a proto je výsledkem nárůst květnatosti a úbytek graminoidů, trav a ostřic. Pastevní rezervace Milovice. © Michal Köpping

stádě fungovat i 10 let. Jde o výrazně vyšší poměr než u amerických mustangů, u nichž jsou běžné skupiny šesti či méně klisen na hřebce (Baker 2008).

Soudržnost stáda je pro koně, stejně jako pro většinu jiných velkých spásačů, zcela nezbytnou a nepostradatelnou součástí života. Koně potřebují patřit do skupiny a udržovat v jejím rámci sociální vazby. V rámci stáda často navazují úzké vztahy, které mohou přetrvat po celý jejich život (Rees 1993, Boyd a Houpt 1994). Dodejme, že velký význam mají pro stáda starší zkušení jedinci, kteří by také měli být samozřejmou součástí nově zakládaných skupin.

Hlavní denní aktivity koní, jako je pastva a odpočinek, se odehrávají v jádrových oblastech, v širším teritoriu se pohybují spíše omezeně, mnohdy jen sezonně (Gates 1979, Delany a Happold 1979). Například míra překrývání teritorií jednotlivých stád exmoorských pony ve Withypool Common kolísala nejen v závislosti na sezoně, ale také na věku a sociálních vztazích mezi vůdčími hřebci jednotlivých stád (Gates 1979).

Četná pozorování ukázala, že během rutinních denních aktivit a přecházení v rámci teritoria vede stádo dominantní klisna, avšak v okamžiku ohrožení přebírá vůdčí roli hřebec a chrání z boku či zezadu prchající stádo (Rees 1993, Klingel 1974).

Výzkum na populaci exmoorských koní v bývalém vojenském prostoru Milovice ale ukázal, že redukovat roli hřebce jen na plození potomků a obranu stáda, jak věda v předchozích desetiletích činila, by bylo mylné. Hřebec má významnou úlohu také při výchově mláďat. Je vůči svým potomkům mnohem tolerantnější než klisny, ale na rozdíl od klisen se aktivně účastní her se svými potomky (Obr. 43). Kromě toho je hřebec hříbaty preferován i při dalších sociálních interakcích. Těmi jsou přátelské očichávání a klapání čelistí, jež je specifickým chováním mladých jedinců vyjadřujícím respekt k příjemci. Zájem o hřebce projevovali především hřebečci, které jejich otec formou hry učil také soubojům. Celkově výzkum ukázal, že hřebec je rodičem, který se hříbatům věnuje výrazně více než jejich matky (Šandlová et al. 2020).

Denní režim stáda byl velmi dobře popsán na populaci exmoorských koní (Delling 2013). Největší část dne (58,6 %) věnují exmoorští pony příjmu potravy. To odpovídá pozorování u dalších divoce žijících koní – např. u koní Převalského připadá na příjem potravy 14 hodin denně, tedy téměř shodných 58,3 % dne (Mielke 1999), zatímco u domácích koní připadá na pastvu jen 12 hodin (50 %) denně (Schäfer 1993). Odpočinek pak u exmoorských pony tvoří 34,54 % dne, aktivity spojené s pohybem 3,87 %, z čehož na chůzi připadá 1,42 % a stání 1,58 %. Komfortnímu chování věnují zvířata 1,37 % času, pozitivním sociálním kontaktům ve stádu 0,86 % a nepřátelským kontaktům pak 0,34 % dne (Delling 2013).

S pastvou začínají exmoorští koně v časných ranních hodinách kolem 6:00 a této aktivitě se věnují do prvního odpočinku mezi 10:00 a 11:00. Druhý čas vyhrazený odpočinku pak přichází mezi 13:00 a 14:00, následuje intenzivní pastva až do večerních hodin (Delling 2013). V průběhu roku se tento rytmus mění. Od března do května převažuje pastva nad odpočinkem po většinu dne s výjimkou odpočinku mezi 10:00 a 11:00. V letních měsících, od června do srpna, po většinu dne převažuje odpočinek nad pastvou s výjimkou času mezi 16:00 a 17:00 a někdy mezi 11:00 a 12:00 hod. Od září do listopadu převažuje pastva nad odpočinkem s výjimkou doby mezi 9:00 a 10:00. V zimním období, od prosince do února, je během první hodiny denní aktivity podíl odpočinku a příjmu potravy co do

rozsahu vyrovnaný, pak po celé ráno a dopoledne výrazně převažuje odpočinek, po 14:00 nastává obrat a až do večera výrazně dominuje příjem potravy (Delling 2013).

Vliv na úmrtnost koní má především prostředí, ve kterém se pohybují. Koně žijící v horských podmínkách musí často vzdorovat velkým přívalům sněhu a nedostatku potravy, koně v aridních oblastech se musí vyrovnávat s obdobími sucha (Berger 1983a, Olsen 1989). Za normálních okolností je úmrtnost vyšší u hřebců, což souvisí s jejich chováním spojeným s obranou stáda (Berger 1987). V případě extrémních environmentálních podmínek však může v důsledku energeticky náročné březosti a kojení ve zhoršených podmínkách naopak výrazně vzrůst úmrtnost klisen (Berger 1983b).

Vliv predátorů na populace koní nebyl dosud přesně zdokumentován, přestože je/byl v oblastech, kde se vyskytují koně i velké šelmy, nepochybně důležitým regulačním faktorem (Duncan 1992). Pravděpodobně jedinou známou výjimkou je rezervace Montgomery Pass Wild Horse Territory na hranici Kalifornie a Nevady. Jde o jednu z mála populací v celém areálu výskytu mustangů, kde neexistuje jinde velmi palčivý problém s nadbytečnými zvířaty – populace mustangů rostou tempem kolem 20 % ročně, takže je potřeba pravidelně regulovat jejich stavy. V 90. letech 20. stol. byl v Montgomery Pass na základě více než dvacetiletých pozorování zdokumentován zcela jedinečný vztah mezi kořistí a predátorem, v němž populaci divokých koní účinně regulují pumy (Turner a Morrison 2001). Puma sice není schopná ulovit dospělého koně, hříbě však pro ni nepředstavuje problém. Každoročně zde pumy uloví asi polovinu tohoročních hříbat, zatímco v jiných populacích mustangů přežije první rok života 70–97 % hříbat. Ukázalo se, že rovnováhu mezi kořistí a predátory zde vyvažuje přítomnost jelence ušatého (*Odocoileus hemionus*), kterého pumy loví od podzimu do jara. Na jaře, kdy jelenci migrují do hor, přivádějí klisny mustangů na svět novou generaci a pumy reagují na odchod jelenců přechodem na lov hříbat. Na podzim již jsou tohoroční hříbata pro pumy příliš velká, v tomto období se ovšem z hor vrací jelenci ušatí, aby zde přečkali zimu a až do jara sytili populaci pum. Jak ukázala pozorování, samice pum tomuto cyklickému přepínání mezi dvěma zcela odlišnými typy kořisti učí svá mláďata. Je smutnou skutečností, že ostatní populace mustangů se kvůli odporu jejich majitelů k predátorům (které důsledně eliminují) podobně přirozené regulaci těšit nemohou a končí v neutěšených podmínkách sběrných center, kam jsou nadbytečná zvířata z rezervací umísťována.

Při napadení vlky či jinými predátory vytvoří koně kruh s hlavami dovnitř, uvnitř kterého jsou schována hříbata, a brání se kopáním zadních nohou. Pomocí stejné formace také stádo šetří energii a chrání hříbata při krutých zimách a vánicích (Volf 2002).

4.2.3.11. Reprodukce a dospívání divokých koní

Koně je možné považovat za dospělé a plně vyspělé mezi pátým a šestým rokem života, avšak obě pohlaví jsou schopna rozmnožování ještě před dosažením tohoto věku (Duncan 1992, Willoughby 1975, Edwards 1993). Například u exmoorského ponyho je nejčasnější oestrus sporadicky zaznamenáván již u 15měsíčních klisen, jedná se ale o extrém – většina klisen nemá první oestrus dříve než během svého třetího léta ve věku dvou let. Hřebci se každopádně o jednoleté klisny nezajímají. Dvouleté klisny tedy zpravidla ještě nerodí. Ve třetím roce poprvé rodí 50 % klisen, nejproduktivnější jsou mezi 10. a 14. rokem a plodnost většiny z nich pak končí do věku 30 let, takže jsou často plodné přes 20 let, přičemž nejstarší doložená klisna porodila ve věku 35 let (Baker 2008). U exmoorského ponyho a jiných pony (např. New Forest pony) jsou u většiny klisen běžná dvě hříbata ve dvou po sobě jdoucích letech, následovaná jednoletou pauzou, ale je znám i případ klisny

exmoorského koně, která rodila devět let v řadě. Při plodnosti trvající kolem 20 let a frekvenci dvou hříbat za tři roky tak lze u jedné klisny exmoorského koně předpokládat přibližně 14 hříbat za život. Do značné míry závisí rychlost dospívání, délka plodnosti a frekvence porodů na kondici zvířat, kvalitě biotopu a řadě dalších faktorů.

Ačkoliv mohou mít harémy jednotlivých hřebců stálé složení, není u exmoorského ponyho vzácností, že klisny navštěvují harémy sousedních hřebců, s nimiž se někdy i páří. Ke kopulaci dochází většinou za tmy. Sexuální aktivita začíná v březnu, ale klisny hřebce často nejdříve odmítají – v březnu nakryté klisny totiž nosí plod až o měsíc déle než ty, které se páří v dubnu, což je pro klisny energeticky nevýhodné. Klisny mají často tendenci „vychovávat" příliš dotěrné mladé nezkušené hřebce prudkými kopanci do hrudi a jiných částí těla. V oestru jsou klisny každých 21 dní a po oplodnění jsou sexuálně neaktivní. Gravidita je u exmoorského koně něco přes 11 měsíců a klisny jsou opět receptivní jeden měsíc po porodu, takže následující hříbě mívají zhruba ve stejnou dobu jako to předchozí. Většina hříbat (69 %) se rodí v dubnu a (více) v květnu, jindy jsou porody vzácné, ale vyskytují se. S porodem klisny vyčkávají, až budou v klidu o samotě, avšak spřátelené klisny z vlastní skupiny při porodu někdy asistují. Hříbata jsou už po pěti hodinách od narození schopna následovat svou matku, jde tedy o „následující typ" mláděte – „follower". Zajímavým prvkem chování divokých, domácích a ferálních koní je infanticida, reprodukční strategie samců spočívající v zabití mláďat předchozího hřebce, majitele harému (např. Bartoš et al. 2011).

Studie ferálních koní z Granite Range na jihu USA ukazují, že mláďata obou pohlaví se kolem druhého roku života oddělují od mateřského stáda a vyhledávají nové skupiny, do nichž se začlení (Berger 1987). Obě skupiny tím získávají výhody. Mladí hřebci se připojují k mládeneckým skupinám, kde se učí důležité dovednosti (např. imponování a boje), které jim později umožní získat samice (Berger 1987, Monard a Duncan 1996). Samice odchodem snižují riziko příbuzenského křížení se samci (potenciálními otci) z původního stáda.

4.2.4. Ekologické ekvivalenty divokého koně

Pro podmínky České republiky, stejně jako celé střední a západní Evropy, je jako ekologický ekvivalent nejvhodnější exmoorský pony. Nejenže celkovým tělesným rámcem, zbarvením odpovídá současným znalostem o vzhledu divokého evropského koně a jeho relativní fenotypová homogenita odpovídá struktuře divokých zvířat, ale navíc dlouhodobě prosperuje bez lidské péče ve volné přírodě. Došlo u něj k unikátnímu zakonzervování divokých znaků, které nebyly rozpuštěny křížením s jinými plemeny, což bohužel prokazatelně postihlo všechna ostatní plemena „poníků" na Britských ostrovech i na kontinentu. Jeho podobnost s divokým koněm snad odráží podobnost některých linií raně domestikovaných koní s jejich divokými předky před tím, než byly zcela změněny umělou plemenitbou. Exmoor pony tak v sobě zřejmě uchovává část fyzické a behaviorální výbavy divokých koní, což se promítá nejen do jeho vzhledu, ale také schopnosti přežít v drsných klimatických podmínkách, stejně jako v nebývale rozvinutém sociálním chování a jeho vlivu na okolní prostředí. Exmoorský pony si jako jediné plemeno střední a západní Evropy uchoval kombinaci znaků a schopností, které drtivá většina ostatních koní v průběhu bezmála šesti tisíciletí v lidské péči ztratila nebo výrazně pozměnila. To vše jsou nejlepší předpoklady pro další evoluci ověřeného biologického modelu, který si rozhodně zaslouží příležitost k dalšímu nezávislému vývoji.

Exmoorský pony, někdy též zvaný keltský pony (Celtic pony), byl v minulosti některými autory označován za potomka, respektive zbytkovou populaci evropských divokých koní (Gates 1980, Baker

1993, 2008, Willmann 1997, Speed a Etherington 1952), jiní tuto interpretaci zpochybňovali (viz např. Kaagan 2000) nebo viděli jeho původ různých plemen tzv. horských pony (hill pony), tedy i exmoorského ponyho, v dávné introdukci Kelty z pevniny (viz citace v Baker 2008). Exmoorský pony byl v minulosti jen minimálně prokřížen s jinými plemeny a z hlediska fenotypu představuje jedno z nejarchaičtějších plemen, které navíc na rozdíl od jiných (včetně ostatních britských „hill pony") nebylo podrobeno intenzivní výběrové plemenitbě a zejména křížení s jinými liniemi koní.

První písemná zmínka o exmoorských pony, již tehdy žijících divoce, pochází z roku 1086, kdy jsou jejich stáda zmiňována v takzvané Domesday Book, zvané též Kniha posledního soudu nebo Kniha z Winchesteru. Šlo o podrobný majetkový průzkum Anglie, jehož soupis nařídil Vilém Dobyvatel (Baker 1993, 2008). Tito koně nebyli plně domestikováni a po celá staletí ani kříženi s jinými plemeny. Nedotklo se jich ani drsné opatření Jindřicha VIII. přikazující odstranění všech koní malých velikostí, protože koně v Exmooru byli na královských pozemcích vedeni jako divoká zvěř a nebyli považováni za domácí koně. Na tomto místě je vhodné zdůraznit zásadní rozdíl oproti jiným evropským plemenům – zatímco hucul, dülmenský pony a jiní byli za účelem „vylepšení" či domnělé záchrany v minulosti intenzivně kříženi s jinými plemeny (viz Dostál et al. 2014), exmoorský pony byl naopak cíleně držen v reprodukční izolaci. Vybraní/nadbyteční jedinci byli sice využíváni k vylepšení (rozuměj zdrsnění) jiných plemen či k prodeji, avšak kříženci, pokud známo, nebyli do volně žijící populace vraceni. Exmoor pony má díky uvedeným historickým souvislostem v rámci evropských plemen zcela výlučné postavení, i když jeho absolutní čistokrevnost je samozřejmě už vzhledem k délce existence plemene a na Britských ostrovech běžnému polodivokému chovu koní různých plemen nepravděpodobná. Ostatně prokřížení s domácími plemeny se v určité míře nevyhnul ani kůň Převalského (Wakelfield et al. 2002).

Jak historické prameny, tak genetické studie naznačují, že fenotypově exmoorský pony téměř nebyl ovlivněn člověkem, jedná se prokazatelně o jedno z nejčistokrevnějších plemen a spolu s některými plemeny z Iberského poloostrova jde pravděpodobně o jednu z posledních postglaciálních forem evropských koní věrně odpovídajících, byť možná druhotně, divokému předku (Baker 1993, 2008, Petersen et al. 2013, Willmann 1990, 1991, 1999, 2005, 2008).

Historicky největší pokles zaznamenala populace exmoorského ponyho ve 40. letech 20. stol., kdy klesla na méně než 50 kusů. Celosvětová populace čítající ještě před několika lety méně než 800 jedinců je odvozena od 41 klisen a 12 hřebců narozených v období 1914–1960, což z exmoorského ponyho činí jedno z nejvzácnějších primitivních plemen koní na světě (Delling 2013). Podobně jako v případě jiných vzácných plemen/druhů je ovšem počet zvířat schopných reprodukce mnohem menší než celkový počet jedinců (Delling 2013). V současné době populace exmoorských koní dosahuje zhruba dvou tisíc jedinců, a stále tak patří k nejvzácnějším plemenům, z jiných zvířecích druhů je podobně početná například panda velká.

Vědecká obec poprvé začala exmoorskému ponymu věnovat pozornost v roce 1812, kdy ho Britské muzeum zařadilo na seznam druhů, které ještě nebyly dostatečně popsány pro zařazení do katalogu místních druhů rostlin a živočichů (Speed a Speed 1977). Oblast byla tradičně majetkem krále a byla chráněna kvůli výskytu zvěře včetně jelenů a právě exmoorských pony. Až v roce 1819 prodala královská koruna pozemky v Exmooru i s populací koní Johnu Knightovi. Ten, jako prakticky všude v Evropě, začal místní chov „vylepšovat" křížením s dalšími plemeny koní, především araby (Green 2013). Řada místních farmářů tyto novoty hluboce nesnášela a pod vedením Thomase Aclanda

zachovala čisté chovy v přírodních podmínkách. Pouze jednotlivé klisny exmoorských pony žijící na farmách byly připouštěny s hřebci větších plemen. Takto narozená hříbata však nebyla vracena do chovných stád na svobodě, nýbrž prodávána na trzích. Cesta místních farmářů se časem ukázala jako správná, protože zatímco stáda chovaná na volnosti přežila, linie křížená Johnem Knightem zanikla nebo splynula s jinými chovy. Daní za zachování čisté linie bez příměsi krve dalších plemen je však relativně vysoká míra inbreedingu (Petersen et al. 2013).

V této souvislosti je třeba poznamenat, že na trhu se někdy pod označením exmoor pony objevují i kříženci. Je proto třeba rozlišovat mezi původním, geneticky čistým exmoorským ponym a zvířaty, která jsou tak chovateli z marketingových důvodů pouze označována. Křížence je naštěstí zpravidla možné od čistokrevných zvířat odlišit, neboť postrádají některé charakteristické rysy plemene. Nejspolehlivějším způsobem, jak se křížencům, potažmo znehodnocení chovu vyhnout, je však výhradní chov zvířat zařazených v plemenné knize (Brewer 1995). Tu od roku 1921 vede Společnost pro exmoorské pony (Exmoor Pony Society), která také poskytuje odbornou asistenci chovatelům.

Ironií osudu je, že samotné snahy o záchranu plemene do určité míry ohrožují jeho unikátní autenticitu. Jako jedna z cest popularizace exmoorských pony bylo zvoleno jejich využívání pro rekreační ježdění. Tedy zcela jiné využití než údržba pastvin v oblasti Exmooru a chovatelské obohacování jiných plemen o jeho žádoucí vlastnosti. V důsledku toho jsou některými chovateli pro



Obr. 43. Hřebec je vůči svým potomkům mnohem tolerantnější než klisny, na rozdíl od klisen se totiž aktivně účastní her se svými potomky. Kromě toho je hřebec oproti klisnám preferován i při dalších sociálních interakcích. Těmi jsou přátelské očichávání a klapání čelistí, jež je specifickým chováním mladých jedinců vyjadřujících respekt k příjemci. Hřebec by pro mladé samce mohl být vzorem, od něhož mohou odpozorovat chování, jež pak využijí v dospělosti při udržování a ochraně vlastního stáda. Pastevní rezervace Milovice. © Michal Köpping

chov preferována zvířata s delšíma nohama a krkem, která jsou k ježdění vhodnější. To bohužel u části populace vyvolává postupnou změnu tělesných proporcí oproti původní, pro plemeno charakteristické, tělesné konstituci (Dean 2013). Při výběru koní pro nové, nejen polodivoké, chovy je proto potřeba věnovat pozornost jejich exteriéru, aby zvířata svými charakteristikami odpovídala původnímu morfotypu. Důvodem této obezřetnosti je zejména zachování starobylé, velmi cenné, a hlavně mnoha staletími (možná tisíciletími) a přírodním výběrem vyzkoušené biologické entity. Jen tento postup do budoucna zaručuje, že i nová stáda budou disponovat všemi předpoklady pro samostatný život ve volné přírodě.

Spolu s harmonickou stavbou těla je pro exmoorského ponyho charakteristická minimální variabilita vzhledu, takže všechny níže uvedené znaky jsou ve stejné kombinaci přítomny u všech zvířat a jedinou výjimkou je do jisté míry proměnlivé zbarvení. Výška exmoorských pony, podobně jako u holocenních divokých koní, jejichž pozůstatky byly nalezeny na Britských ostrovech i jinde ve střední, západní a severní Evropě, je 112–134 cm s průměrem 123 cm. Dobře klenutý hrudník je považován za známku čistokrevného chovu. Některé konkrétní charakteristické znaky plemene jsou definovány následovně: výrazně odlišná zimní (dlouhá hrubá s krátkou jemnou podsadou) a letní srst (krátká, hladká, jednovrstvá – viz Obr. 42); krátká hlava (viz níže); malé uši; dlouhý ocas; tzv. žabí oči (toad eyes), což je označení pro vystouplé okolí oka související s typicky mělkou očnicí; extrémně silná kompaktní kopyta. Hřívu má exmoorský pony splývavou, především v zimním období. Přes léto je u některých zvířat kratší a částečně vzpřímená. U hříbat do jednoho roku je hříva podobně jako u jiných plemen vzpřímená vždy. Zbarvení je hnědé nebo pískově hnědé, méně často černé. Hříbata jsou, podobně jako u koně Převalského, často až svítivě světle písková, ale během prvního roku tmavnou. Zimní srst může být zabarvena až do oranžova. Pro plemeno typická je naprostá absence bílých či jinak zbarvených skvrn (tzv. odznaků). Na letní srsti může být na bocích některých jedinců naznačeno grošování ve formě oválných políček, která jsou mírně světlejší než okolí. Výrazně světle zbarvené je bezprostřední okolí očí a nozder, u části jedinců i na spodině těla (srovnej zvířata na Obr. 45). U některých zvířat, především s tmavším zbarvením, se na krku a zádech objevují pruhy. U exmoorských pony však není pruhování tvořeno odlišným odstínem zbarvení, ale jiným uspořádáním srsti v těchto místech (Speed a Speed 1977). Žíně hřívy a ocasu, stejně jako distálních částí končetin, jsou tmavě hnědé až černé. Hříva hříbat je nejen stojatá, ale také výrazně světlejší, s věkem však rychle tmavne. Světlejší či prokvetlá hříva se objevuje i u některých dospělců.

Některé z výše uvedených charakteristických znaků plemene jsou chápány jako „primitivní“ a zároveň jako adaptace na chladné a vlhké klima – jde zejména o zimní srst výrazně odlišnou od letní, hustou splývavou hřívu, krátkou hlavu, tzv. žabí oči a malé uši. Dvouvrstvá zimní srst začíná růst na konci srpna a začátkem září. Hustá jemná spodní vrstva má funkci tepelně izolační, svrchní dlouhá hrubá vrstva pak spolu s žíněmi hřívy a ocasu tvoří ochranu proti větru a její směr růstu navíc zajišťuje účinný svod dešťové vody. Tepelně izolační parametry zimní srsti dobře dokumentuje vznik netající vrstvy sněhu (snow thatching), která se na zvířatech běžně tvoří při sněhových srážkách. Ztrátě tělesného tepla zabraňují také malé uši, krátká hlava a nohy. Na letní srst exmooři přecházejí v dubnu až květnu. Ostatní plemena horských pony sice některé z uvedených adaptací mají také, ovšem na rozdíl od exmoorského pony je u nich zpravidla nenajdeme všechny naráz a jejich výskyt se navíc v rámci plemene u jednotlivých zvířat různí. Mimořádnou schopnost využívat efektivně i málo kvalitní potravu umožňují řezáky adaptované na hrubou rostlinnou biomasu. Exmoorští koně mají velmi kvalitní chrup, který zůstává v dobrém stavu do pozdního věku. To umožňuje i starým zvířatům dostatečný příjem potravy a částečně vysvětluje obecnou dlouhověkost plemene.



Obr. 44. Ani na jaře, když je potravní nabídka nejchudší, nežerou divocí koně z Exmooru první rašící květiny. Obnovuje se tak populace koniklece velkokvětého (*Pulsatilla grandis*) v lokalitě Havraníky v Národním parku Podyjí, kde pastva koní začala v roce 2018 (nahoře). Plochy porostlé vstavačem kukačkou (*Anacamptis morio*) byly v NP Podyjí poprvé paseny stádem exmoorských koní teprve od zimy 2019/2020 v lokalitě Mašovice, takže na závěry je ještě brzy. Avšak bohatě kvetoucí a plodící porosty ve druhém roce pastvy jeho stanovišť naznačují pozitivní vývoj (dole). © Miloslav Jirků

Exmoorský pony se vyznačuje mimořádnou silou, výdrží, skokanskými schopnostmi a inteligencí, která se projevuje např. rychlým učením a přátelskou povahou. Právě tyto vlastnosti byly u exmoorského ponyho tradičně ceněny chovateli, kteří se je v minulosti křížením často pokoušeli přenést na zvířata jiných plemen. Je zajímavé, že tok genů byl v rámci těchto křížení směrem k jiným plemenům, nikoliv naopak. Bránil tomu místní chovatelský kodex, který dbal (a stále dbá) na čistokrevnost jednotlivých stád, takže kříženci cíleně nebyli do divoké populace začleňováni a byli určeni zejména k prodeji jako výkonná pracovní zvířata (Baker 2008). Jedná se o poměrně vzácný fenomén, kdy bylo (polo)divoké primitivní plemeno tradičně využíváno k vylepšování plemen domácích. Právě tato praxe je nepochybně jedním z hlavních důvodů mimořádné čistokrevnosti a fenotypové autenticity plemene.

Nemoci jsou u exmoorských pony prakticky neznámé. Podle některých autorů to není dáno pouze jejich velkou odolností a otužilostí, ale také jejich schopností vyhledat si ve svém přirozeném prostředí léčivé rostliny (Speed a Speed 1977). Parazitologická vyšetření například ukázala, že exmoorský kůň snáší bez klinických příznaků a snížení tělesné kondice intenzitu zamoření vnitřními parazity, která u konvenčních plemen představuje veterinární problém (Baker 2008). Houževnatost, odolnost k běžným infekcím a kvalitní chrup jsou považovány za důvody dlouhověkosti exmoorského ponyho. Maximální věk samic je do 35 let, samců do 30, přičemž nejvyšší potvrzený věk je 42 let (Baker 2008).

V roce 1912 byli britští pony, kteří se volně pohybovali na obecních/královských pozemcích, prohlášeni vedením Svazu zemědělců a rybářů za neocenitelný zdroj „charakteru, síly, inteligence a temperamentu“ domácích plemen koní (Speed a Speed 1977). Zároveň však ve stejné době zesílily tlaky, které stavy volně žijících pony přímo či nepřímo postupně snižovaly. Šlo zejména o intenzifikaci pastvy domácích zvířat, zejména skotu a ovcí. Podstatnou změnou byla mechanizace v zemědělství,



Obr. 45. Hřebec exmoorského ponyho, typický exemplář původního typu (tzv. old type) tohoto plemene. Všimněte si výrazně krátké hlavy, malých uší a naznačeného pruhování, které je dáno směrem růstu chlupů, nikoliv zbarvením. Archiv Peter Deen / Exmoor-pony-breeding.info

která zásadně snížila odbyt kříženců i čistokrevných zvířat a na několik dekád vedla k opadu zájmu místních zemědělců, pro něž byl právě prodej zvířat hlavním příjmem z jejich divokých stád, potažmo zdrojem jejich tolerance k divokým koním. Jako zvířata bez užitku začali být ze soukromé půdy vytlačováni ovcemi a skotem, takže zbytky původně velké populace přežily 40. léta jen díky několika konzervativním farmářským rodinám a státní ochraně v Národním parku Exmoor.

Jak bylo zmíněno, exmoorští pony žijí celoročně zcela volně, jednotlivá stáda ovšem mají své majitele. Veškerý management stád, potažmo kontakt s majiteli, se omezuje na každoroční naháňku, tzv. gathering (alternativní termín round-up je považován za nevhodný), kdy jednotliví majitelé během října shánějí svá zvířata do ohrad k tomuto účelu každoročně využívaných (Baker 2008). Zajímavé je, že zkušenější zvířata poznají záměry naháněčů a nechají se odvést na místo určení, sledují přitom ovšem své zavedené stezky.

Pro majitele se jedná o společensky významnou událost, při níž jsou značena již odrostlá tohoroční hříbata, z nichž část je ze stád odebírána k prodeji, jezdeckým účelům atd. (Hříbata, která jsou ve stádech ponechána, ještě dlouho sají mléko, což je pro matky, pokud sání tolerují, značně náročné, neboť řada z nich je v této době opět březí.) Po vypuštění z ohrad se koně rychle seskupí a vracejí se do svých domovských okrsků. Tímto, v rámci roku jediným chovatelským zásahem trvajícím jeden den, je divoká populace dlouhodobě udržována na stabilní úrovni. Jedná se o staletími ověřenou, ve středoevropském a západoevropském regionu již ojedinělou, avšak stále dobře fungující tradiční formu managementu.

Chování exmoorských koní v jejich přirozeném prostředí je velmi dobře popsáno (Gates 1979, 1980, Willmann 1990, 1991, 2008, Baker 2008). Ačkoliv je známo, že se především u napajedel a na nejbohatších pastvinách potkávají s dalšími kopytníky, především ovcemi, skotem, jeleny a srnami (Gates 1980, Baker 2008), až donedávna nebyla k dispozici studie zaměřená na jejich soužití s dalšími velkými kopytníky (Mackensen 2005). Poprvé popsal vztahy exmoorských pony s dalšími velkými kopytníky Delling (2013) na základě pozorování zvířat v německém zooparku Sababurg, kde se nachází jedno z největších stád exmoorských pony v Německu (v roce 2011 zde chovali 16 zvířat) ve společném výběhu (14 ha) se zubry a jeleny Dybowského (*Cervus nippon hortulorum*). Sababurgský zoopark je (od roku 2015 spolu s rezervací v bývalém vojenském prostoru Milovice) jediným zařízením na světě, které chová exmoorské pony spolu s jinými velkými kopytníky, a má tak unikátní příležitost zkoumat jejich soužití (Obr. 46).

Pozorování ukázala, že zvířata se dobře snášejí a k negativním interakcím dochází jen tehdy, když přicházející stádo zubrů donutí exmoorské pony vyklidit místo, kde se právě nacházeli. Zvířata se v jednotlivých ročních obdobích časoprostorově doplňují. Zatímco exmoorští pony preferují v létě jižní část výběhu, zubři se nejčastěji pasou v jeho severní části (Delling 2013). Obecně lze shrnout, že k jiným kopytníkům jsou exmoorští koně snášenliví, jejich stáda se běžně pasou ve společnosti jelenů, nejde však o pravidelný jev, často se však pasou ve společnosti ovcí, vzácněji skotu (Baker 2008). I když jejich blízkost vyloženě nevyhledávají, pasou se exmoorští pony v bývalém VVP Milovice-Mladá běžně jak ve společnosti zubrů, tak zpětně šlechtěných praturů (Obr. 46), často se zde potkávají také se srnami, prasaty a daňky (Jirků, Dostál, Komárková – vlastní pozorování).



Obr. 46. Exmoorští koně bez problému sdílejí prostor se zubry (nahoře) i zpětně šlechtěnými pratury plemene tauros (dole), podobně neutrální vztahy panují mezi zubry a pratury. Dostatečně velký prostor vytváří ideální podmínky pro bezkonfliktní soužití divokých koní a velkých turů. Pastevní rezervace Milovice. Nahoře © Vojtěch Lukáš, dole © Michal Köpping

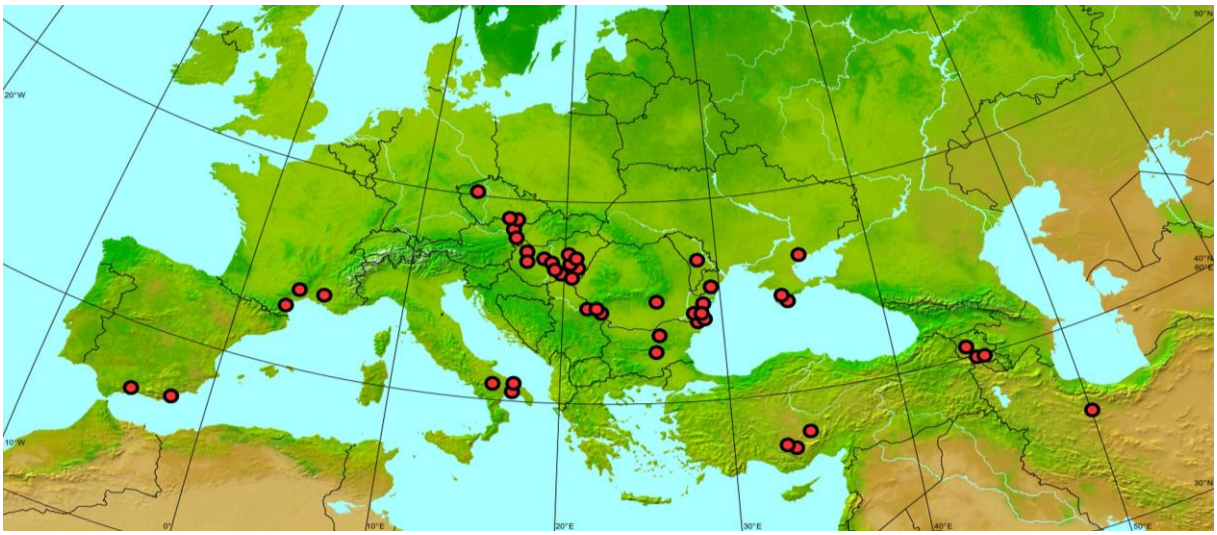
Poznámka: Jak bylo naznačeno (viz kap. 4.2. a 4.2.3.6.), jiná plemena prezentovaná jako ekvivalenty divokého koně nejsou pro účely přirozené pastvy vhodná – postrádají fenotypovou autenticitu i historii dlouhodobé existence bez chovatelské péče (podrobně viz Dostál et al. 2014). Nejčastěji zmiňovaný polský konik, jehož chov byl založen v meziválečném období pomocí zvířat neznámého původu zakoupených u místních rolníků, neodpovídá divokým evropským koním svým zbarvením ani stavbou těla. Zvířata jsou světle šedivá, což je zbarvení, které se u koní zřejmě prosadilo až v důsledku domestikace a člověkem řízené plemenitby. Praktické zkušenosti s vypouštěním polských koniků do volnosti ukazují, že se tato zvířata nedokážou rychle adaptovat na samostatný život v přírodě. Polští konici vypuštění r. 2012 v severním Španělsku se neuměli bránit predátorům a nezvládali pohyb v členitém terénu, 18 z 24 vypuštěných zvířat zahynulo již během prvních měsíců vlivem pádů ze svahů a predace vlky (H. Kerkdijk-Otten 2013 – osobní sdělení). Neautentický fenotyp a smíšený původ vylučuje také další dvě plemena, Heckova koně a dülmenského ponyho. Je ironií, že původní typ dülmenského ponyho, mimochodem nápadně podobný exmoorskému ponymu, svým vzhledem divokým koním celkem odpovídal. Za účelem osvěžení krve však byl dülmenský pony ve 20. století křížen s řadou jiných plemen, zejména polským konikem, od něhož je v současnosti k nerozeznání. Podobné nedostatky diskvalifikují rovněž hucula. Ačkoliv je často odkazováno na jeho odvozenost z divokých koní karpatské oblasti, ve skutečnosti linie chované v rámci plemenné knihy nemají s karpatskými koňmi mnoho společného. Plemeno je mladé, vzniklo v 19. století pro potřeby c. k. armády jako výsledek křížením koní z Karpat zakoupených od rolníků s arabskými a norickými hřebci, následovala desetiletí křížení s fjordy, haflingy a dalšími plemeny. Z chovu jsou navíc vyřazována zvířata plachá nebo špatně ovladatelná (Tetzeli 2012), čímž jsou z populace huculů záměrně vyřazováni jedinci se zachovalými divokými instinkty. Častý je výskyt nežádoucích bílých znaků či přímo skvrnitosti. Vzhledem k biogeografické nepůvodnosti není vhodným ekvivalentem ani asijský kůň Převalského, který se navíc v evropských podmínkách potýká s veterinárními problémy.

4.2.5. Osel evropský (*Equus hemionus hydruntinus*) v holocénu

Výskyt divokého osla na území dnešní střední Evropy je ze zde zmiňovaných druhů velkých kopytníků nejméně zažitý, což je dáno patrně jeho relativní vzácností vůči divokému koni (např. Markova et al. 1995, Crees a Turvey 2014), vymření v předstihu před divokým koněm a praturem – evropský eneolit, nejpozději je znám z doby železné z Íránu a Kavkazu a z 1. tisíciletí př. n. l. z Arménie (Groves a Grubb 2011, van Asperen et al. 2012, Crees a Turvey 2014) – a komplikovanou taxonomií (např. Burke et al. 2003, Geigl a Grange 2012). Nicméně je zřejmé, že do relativně nedávné minulosti byli divocí osli součástí evropské fauny a v některých oblastech mohli významně doplňovat společenstva velkých herbivorů. Ze systematického hlediska se odlišují dvě základní evoluční/fylogenaické linie oslů – afričtí (*Equus africanus*) a asijští, kam patří standardně dva žijící druhy, tedy osel asijský (*Equus hemionus*) a tibetský kiang (*Equus kiang*). Vyhynulý osel evropský je v současnosti na základě genetických analýz považován za poddruh osla asijského, správné vědecké jméno je tedy *Equus hydruntinus* (Orlando et al. 2006, 2009, Bennett et al. 2017). Z našeho území a Evropy obecně jsou podle různého pojetí popisovány *Equus hemionus* nebo *Equus hydruntinus* (např. Kurtén 1968), většinou však autoři evropské nálezy přiřazují k druhu *E. hydruntinus*. Divoký osel je z našeho území znám z eneolitu ze západní části českého termofytika – Chotěbudice (Louny) a jihu panonské části Moravy – Znojemsko (Jelení louka u Mikulova, Těšetice-Kyjovice), tuzemské nálezy jsou vesměs datovány do pozdního neolitu a eneolitu (Kratochvíl 1973, Kyselý 2005, Kyselý a Peške 2016). Tento divoký osel v posledním glaciálu osídloval většinu nezaledněné kontinentální Evropy, v holocénu (Obr. 47) se stáhl do Středozemí (jih Francie, Apeninský, Balkánský a patrně i Pyrenejský poloostrov),

Panonie, širšího Podunají a severní části Černomoří, kde postupně mizel od západu po východ (Willms 1989, Crees a Turvey 2014).

E. h. hydruntinus je poněkud komplikovaným taxonem, neboť paleontologové jej vnímají jako odlišný druh příbuzný oslu asijskému (např. Burke et al. 2003; van Asperen et al. 2012), biologové převážně na základě genaických studií (např. Orlando et al. 2006, 2009, Geigl a Grange 2012, Bennett et al. 2017) jej však vnímají přímo jako jednu z forem (poddruhů) osla asijského. Ať už platí první nebo druhá možnost, osel asijský je nejbližší a biologií velmi podobný, pokud ne zcela identický s evropským oslem (morfologicky i ekologicky – Burke 2002), a lze jej vážně uvažovat pro management bezlesí.



Obr. 47. Holocenní nálezy osla evropského (*Equus hydruntinus*); většinou jde o nálezy z období neolitu, což platí i pro nálezy z Moravy a Čech; ve Francii, Maďarsku a Rumunsku jsou nálezy i z mezolitu; vůbec nejmladší nálezy pocházejí z 1. tisíciletí př. n. l. z Arménie. Nejsou zahrnuty nálezy sporné, ani nálezy řazené k oslu asijskému (*Equus hemionus*), jehož areál měl podle současného taxonomického pojetí na severu končit na Ukrajině u Dněpru (neolit), později v Rostovské oblasti v Rusku (9.–12. stol.), na jihu zasahoval do východního Turecka (d. železná); podle Crees a Turvey (2014). Orig. © Miloslav Jirků

4.2.6. Kulan, *Equus hemionus kulan* Groves et Mazák, 1967 – ekologická náhrada osla evropského

U osla asijského je rozlišováno několik více či méně osobitých poddruhů, které se vyskytovaly v historické době od ruských plání západně od Uralu po Zabajkalí, na sever zasahovaly na úroveň Bajkalu, na jihu zasahovaly po Sýrii a zasahují do západní Indie, přičemž v temperátní zóně Asie můžeme najít kulany a na východě džigetaje (Groves 1974, Groves a Mazák 1967, Denzau a Denzau 1999). Z recentně žijících poddruhů lze na základě současného nejbližšího rozšíření a životu v podobné klimatické zóně a i dostupnosti (díky chovu v zoologických zahradách) považovat za nejvhodnější pro pastevní management v ČR poddruh kulan (*Equus hemionus kulan*), z Turkmenistánu, který je kromě rezervací východně od Kaspického moře udržován i v záchranných chovech, např. Askania Nova (Ukrajina) a v řadě zoologických zahrad (pro další viz Moehlman et al. 2008). U kulana popsaného v roce 1967 (Groves a Mazák 1967) se občas řeší jeho odlišnost vůči íránskému onagerovi (*E. h. onager*), avšak morfologická a genetická šetření jejich odlišnosti jasně potvrzují (např. Eisenmann a Shah 1996, Krüger et al. 2005).

Detailní biologie kulana je specifikována v těchto monografiích: Solomatin 1973, Bannikov 1981, Heptner et al. 1988, Denzau a Denzau 1999, Zimmermann 2005, částečně Rubenstein 2011. Jde o



Obr. 48. Kulani v zoo Plzeň. © Jan Robovský

sociální druh, jehož relativně nestabilní stáda se skládají ze samic a mláďat a harémového samce, další skupiny tvoří poměrně intenzivně semknutí mladí samci, tzv. bakaláři, přičemž všechny typy stád se mohou plynule slučovat a rozpadat – tzv. fission-fusion skupiny (např. Burke 2002, Kaczensky et al. 2008, Moehlman et al. 2008). Někteří autoři považují dominantní samce za teritoriální, tedy neasociované se stádem, samice ve stádech tyto kvalitní samce navštěvují (viz např. Burke 2002 a diskuzi Moehlman et al. 2008). Z hlediska biologických charakteristik a prostředí lze zmínit tyto parametry kulanů (specifikované na základě dat z divokých populací): kohoutková výška: 120 cm (Groves 1974) nebo 108–127 (Schreiber et al. 2000); hmotnost 200–260 kg (Rubenstein 2011); jde o spásače, schopného v období sucha přejít na strategii okusovače, žere i plody dřevin (Rubenstein 2011); velikost domovského okrsku – detailní údaje chybí, 100hlavé stádo potřebuje přibližně 15 km^2, ale může obývat i oblast 100 km^2 (Denzau a Denzau 1999); hustota na jaře je 41,7 jedince na km^2 (Denzau a Denzau 1999); migrace: 60–80 km dvakrát ročně (Denzau a Denzau 1999), rádius 10–15 km (Bannikov 1958); velikost skupin: typicky 2–6 jedinců, ale mohou vytvářet i stáda zahrnující 107–135 jedinců, průměrné hodnoty 11,3–20,8 (na jaře 13,2, v létě 11,3, na podzim 11,0) (Denzau a Denzau 1999); obývá roviny se suchou a horkou stepí (která je ale v noci chladná) v nadmořské výšce 600–800 m n. m. (Denzau a Denzau 1999). Většinu vody získává z potravy, březí samice ale potřebují pít pravidelně, alespoň jednou denně (Rubenstein 2011); potrava zahrnuje 93 druhů, hlavní podíl činí trávy a ostřice (73 %, resp. 13 %), v menší míře a převážně v období sucha stromy a křoviska (Bannikov 1958, Denzau a Denzau 1999). Sněhová pokrývka 10–15 cm není problém, při 40 cm nejsou kulani schopní vyhrabat dostatek potravy, což bývá příčinou hromadných úhynů (Bannikov 1958, Krause 1997, Denzau a Denzau 1999). V závislosti na oblasti a chovatelských podmínkách lze pozorovat jisté odchylky v rozmnožování (podrobně viz Pohle 1972, Korniljewa 1983, Zimmermann 2005, Volf 2011), celkově lze zobecnit, že říje probíhá na jaře (druhá půlka dubna až konec května) a po cca roce (355 dní) březosti se rodí jedno mládě, které pohlavně dospívá ve třech letech. Kulani jsou zřídka plodní i po 20. roce života, maximální věk je uváděn 31 (Volf 2011). Doba porodů může být v lidské péči velmi rozvolněná (Volf 2011), většinou spadá do druhé poloviny dubna a první

poloviny května (Solomatin 1964, Bannikov 1981, Volf 2011), na ostrově Barza-Kelmes v Aralském jezeře o měsíc později (Rašek 1964), přičemž mortalita mláďat bývá v drsných podmínkách střední Asie kolem 20 % (Volf 2011).

Tento druh může žít na stejných lokalitách s koněm Převalského (např. Bahloul et al. 2001, Kaczensky et al. 2008), přičemž oproti koním má menší nároky na vodu a též nevykazuje výraznější potravní preference. Asijský divoký osel má větší domovské okrsky a volné sociální uspořádání (fission-fusion) oproti harémům u koní. Celkově lze říci, že kulan je poměrně houževnatý a ekologicky plastický, který snese oproti koním i aridnější podmínky.

Samozřejmě platí, že situace v jakékoliv lidské péči (zoologické zahrady, rezervace mimo Turkmenistán) bude v mnoha ohledech odlišná, přesto, nebo právě proto, se jejich chov tamtéž úspěšně daří (např. Rašek 1964, Bahloul et al. 2001).

4.2.6.1. Chov kulanů v lidské péči

Pro chov kulanů v lidské péči existuje řada doporučení (Zimmermann 2005): suché nevytápěné společné stáje chráněné před průvanem nebo nevytápěné individuální stáje (přibližně 6 m^2 na zvíře, 12 m^2 pro klisnu s hříbětem) – lze jej však chovat ve venkovním výběhu po celý rok, ale při silných mrazech v noci je vhodné zvířata zavřít do stájí, obecně ale ustájení u kulanů není nutné – viz Holečková a Dousek (2006); letní srst se střídá s hustou zimní podsadou, která líná cca 2 měsíce; větší plochy pokryté pískem k ležení a válení; parkosy a kameny k drbání; hrazení vysoké 1,6–1,8 m, pro chov na pastvinách je doporučena výška ohrady 2 m, ke které je vhodné přidat elektrický ohradník; v případě řidšího trusu (normální je pevný, neslepený – monitoring trusu je vhodný) se doporučuje doplnit potravu o seno či slámu; k obrušování zubů větve (ne akáty); přítomnost solných lizů. Přestože má divoký osel obecně pověst odolného zvířete, zkušenosti z přírodní rezervace Beremyčke na Ukrajině ukazují, že i tento druh má v mezických oblastech mimo zonální stepi problémy s dlouhodobou adaptací. Přestože ukrajinská rezervace chová různé druhy kopytníků, divocí osli jako jediní v rámci lokality neprosperují (Anton Nelip 2021 – osobní sdělení)

V malých výběžích zoologických zahrad (Obr. 48) jde o razantní zvířata (zvláště v případě samců a samic s novorozenými mláďaty), která koušou a kopou; lze chovat v malých harémech tvořených jedním hřebcem a několika klisnami s mláďaty, bakalářských skupinách, příp. stáda složená jen z klisen (hierarchie není tak silně vyvinutá jako u koní).

Při velkém prostoru (Obr. 49) nedochází obvykle k napadání jiných kopytníků. Z hlediska kombinované pastvy ze zkušeností v zoologických zahradách vyplývá, že kulany lze kombinovat s koňmi (ověřeno u koně Převalského), jeleny evropskými, daňky, domácím skotem, bizonem a muflony (Winkler et al. 2003). Kombinovaná pastva kulanů s koňmi, zubrem, praturem ani přítomnost běžné zvěře by tedy neměla být problém.

Mezi predátory osla asijského patří, či patřili, gepardi, levharti, vlci, u mláďat orel skalní, případně smečky zdivočelých psů, vesměs ale platí, že díky razantnosti se obětí stávají jen slabé kusy a nehlídaná mláďata (Zimmermann 2005).

Pohle (2013) udává v evropských chovech (vyjma Askania Nova) 142 jedinců (44,98) + Askania 173 jedinců, celkem ve 30 institucích. Stávající chovy v ČR (jen Plzeň v počtu 2,2) jsou pouhými zbytky původně prosperujících chovů v bývalém Československu (viz Volf 2011), na Slovensku je chován



Obr. 49. Kulani v chovné rezervaci Askania Nova na ukrajinské stepi. Z kopytníků doporučovaných v této studii pro účely přirozené pastvy je právě kulan nejlépe přizpůsoben životu v biotopech zcela bez dřevin. To jej předurčuje k managementu postindustriálních oblastí, zejména bývalých povrchových dolů v severních Čechách. © Jan Robovský

kulan ve třech zoo, Bojnice, Bratislava, Košice, z nichž poslední dvě jsou schopné reprodukce. Chov kulana je zařazen do evropských záchranných chovů (EEP), v mezinárodní Červené knize je kulan veden jako ohrožený (http://www.lhna.org/kulan/#ConservationInformation), v Mezinárodní konvenci o obchodu s ohroženými druhy světové fauny a flory v kategorii II a uváděn v příloze A Rady Evropské unie (Volf 2011). Kulan je doporučený taxon v rámci EEP a ISB programu, cílem by mělo být vytvoření více chovných skupin (Winkler et al. 2003).

4.2.6.2. Ochrana kulana

Z hlediska ochrany kulana platí, že jde o taxon s velkými výkyvy počtů v závislosti na klimatických podmínkách, úbytku prostředí v kompetici s hospodářskými zvířaty o vodu a pastviny, a především na míře pytláctví pro maso a kůži či lov pro zábavu (zaznamenané jsou propady stavů až o 90 % během tří let). Proto se velmi vhodnou alternativou k jeho záchraně jeví chov v zoologických zahradách nebo rezervacích ve střední Asii. Stavy kulana značně kolísají, a proto jsou odhady orientační, použijeme-li review IUCN (Moehlman et al. 2008), pak jde k roku 2006 cca o 1 300 jedinců v Turkmenistánu (Badkhys + 7 oblastí, kde byli repatriováni), cca 900 zvířat ve čtyřech rezervacích v Kazachstánu a pár desítek v Uzbekistánu. Použití kulana je uvažováno v rámci tzv. rewildingových projektů (Španělsko, Portugalsko), aktuálně byla chována skupina šesti samců kulanů v rezervaci Floresheim ve dvou výběžích, každý o 20 ha (Mekarska 2012 – poster International Wild Equid Conference, Vienna).

Pozitivní stránky případného použití kulana v managementu bezlesí:

i) zajímavý typ býložravce: menší nepřežvýkavý spásač;
ii) velmi houževnatý a ekologicky plastický;

iii) chov v rezervacích má velký potenciál stát se významnou součástí záchranných chovů, může pomoci uvolnit kapacity v zoologických zahradách, potažmo umožnit zaktivování některých chovných skupin, u nichž jsou v tuto chvíli pohlaví chována odděleně, a obecně rozšířit počet chovatelů;
iv) z doporučovaných kopytníků je kulan zdaleka nejlépe přizpůsoben životu v biotopech zcela bez dřevin, což jej předurčuje k managementu postindustriálních oblastí, zejména bývalých povrchových dolů v severních Čechách.

Negativní stránky případného použití kulana v managementu bezlesí:

i) relativní razantnost v porovnání s koňmi uváděná u asijských oslů v zoologických zahradách – u kulanů v rezervacích, kde mají možnost držet si odstup (např. Askania Nova, J. Robovský, pers. obs./com.) s tímto problémy nejsou, totéž by mohlo platit v polodivokých podmínkách u nás;
ii) chovné podmínky kladou vyšší nároky na vybavení, zejména výška a pevnost ohrazení, vysoká ohrada (viz Oh-1 kap. 4.6.) samozřejmě stačí, není také důvod nezkusit i standardní elektrický ohradník – zvířata, která mají dostatek prostoru, se chovají velmi odlišně než v zajetí;
iii) management zvířat podléhá rozhodnutí koordinátora chovu v rámci záchovného programu (omezené možnosti modifikovat tato rozhodnutí, popř. volněji se zvířaty nakládat) – podobně tomu ovšem je, i když výrazně volněji, také u zubra, plemene tauros a exmoorského ponyho.

5. Metodika přirozené pastvy

5.1. Obecné zásady přirozené pastvy

Hlavními zásadami konceptu přirozené pastvy jakožto metody managementu je **doplnění ochuzených společenstev herbivorů o druhotně chybějící gildu velkých spásačů** za účelem **přírodě blízkého a dlouhodobě udržitelného managementu krajiny**, a to jak nelesních, tak lesních společenstev, za současného **zachování přítomnosti běžné zvěře**, která vhodným způsobem doplňuje spektrum herbivorních strategií. Toho lze docílit použitím minimalistické ohrazovací infrastruktury, která by měla mít, pokud je to možné, formu elektrických ohradníků výšky 90–120 cm, které jsou bez problému pro veškerou stávající zvěř zcela průchodné (v západní Evropě se pro tyto účely běžně používají dva ostnaté dráty ve výšce 50 a 90 cm). Dalším zcela zásadním parametrem je maximální možná **bezúdržbovost** – jak na úrovni infrastruktury, tak zejména zvířat. Pokud jde o management polo/divokých lze „bezúdržbovost“ vymezit jako minimalizaci chovatelských a praktickou absenci veterinárních intervencí. Veterinární péče by měla být omezena na případnou vakcinaci importovaných zvířat v souladu s platnou veterinární legislativou, pravidelný parazitologický monitoring populací a namátková vyšetření na nejvýznamnější infekční onemocnění skotu (zubr, skot) a koní (koně, osli). Medikace zvířat by měla být omezena pouze na odůvodněné případy, např. pokud by hrozila ztráta chovatelsky významného jedince zvláště chráněného druhu – týká se zubra evropského, příp. kulana. U ostatních druhů by měli být nemocní, zranění či jinak hendikepovaní jedinci předmětem odlovu. Pokud jde o výběr vhodných druhů/plemen zvířat, měla by být hlavním kritériem maximální možná **autenticita** – viz kap. 1.5. V rámci ČR by proto měly pastevní rezervace pracovat primárně s druhy/plemeny doporučenými v této metodice. Předpokládá se obnovení a dlouhodobá existence do značné míry samoregulujících, strukturně a funkčně pestrých, druhově bohatých a dynamických stanovišť.

5.2. Pravidla dobré praxe přirozené pastvy

5.2.1. Plocha pastevní rezervace

Minimální plocha pro zavedení přirozené pastvy je na úrovni nižších desítek hektarů souvislé plochy s co nejkratším obvodem. V zásadě platí, že čím je pastvina větší, tím lépe pastevní ekosystém funguje. Nejlepších výsledků se dosahuje na plochách přes 100 ha. Právě plocha 100 ha se na základě tuzemských zkušeností ukazuje jako prahová. Pod touto hranicí dochází u vysoce preferovaných chutných taxonů rostlin k jejich vymizení či jen sporadickému výskytu, nad touto hranicí preferované taxony rostlin prosperují. Děje se tak do značné míry nezávisle na počtu velkých kopytníků – i nízký počet zvířat na malé pastvině preferované taxony najde a zkonzumuje, na větší nikoliv. Pastva na malé ploše bude mít vždy horší výsledky než na ploše větší. Je proto žádoucí projektovat od začátku pastviny v rámci možností co nejrozsáhlejší a neuchylovat se ke „zkušební" pastvě na omezeném prostoru. Vyhneme se tak nežádoucímu postupnému rozšiřování pastvin, které management zbytečně prodražují (část materiálu sice lze použít znovu, ale demontáž ohradníku je stejně nákladná jako jeho instalace).

5.2.2. Extenzivní pastva

V tomto případě nejde o extenzivitu v zemědělském pojetí, ale ve smyslu ekologickém. Znamená to, že v různých typech stanovišť dosáhneme extenzivní pastvy různým počtem velkých dobytčích jednotek (VDJ) na plochu, přičemž plochou myslíme nikoliv celkovou plochu pastviny, ale reálně využitelnou pastevní plochu bez vodních těles, zapojených dřevin bez podrostu a ploch bez vegetace. V případě extrémně produktivních stanovišť trvale dobře zásobených vodou a živinami, např. v minulosti hnojené aluviální louky, lze extenzivní pastvy dosáhnout pomocí 0,5 VDJ/ha i více. Naopak na suchých a mezických stanovištích je vhodná intenzita 0,2–0,4 VDJ/ha, na výrazně suchých stanovištích, např. písčinách, i méně než 0,1 VDJ/ha.

5.2.3. Celoroční pastva

Všem býložravcům se v různých ročních obdobích výrazně mění potravní preference. Má-li pastva generovat heterogenní, druhově a strukturně bohatou vegetaci a má-li být efektivně redukován objem mrtvé bylinné biomasy (stařina) a omezováno šíření dřevin do otevřených ploch, je nezbytné pást ve všech ročních obdobích.

5.2.4. Druhově smíšená pastva

Kdykoliv je to možné. Až 80–90 % potravy koní a velkých turů tvoří trávy a ostřice. Ačkoliv se rozdíl v konzumaci dvouděložných a dřevin mezi koňmi a velkými tury pohybuje v řádu jednotek procent, z hlediska pastevní ekologie jde o rozdíl zásadní. Přes značný překryv se koně a velcí tuři potravně komplementárně doplňují, aniž by si nutně konkurovali. Velcí tuři např. konzumují řadu managementově problematických kompetičně zdatných ruderálních dvouděložných, kterých si koně nevšímají (např. vratiče a kopřivy). V případě jednodruhové pastvy reálně hrozí kompetiční uvolnění a nežádoucí expanze taxonů rostlin, které daný druh nekonzumuje.

5.2.5. Vyloučení toxických antiparazitik a dalších farmak z pastevního systému

Toxická rezidua antiparazitik dlouhodobě vylučovaná trusem ošetřených zvířat negativně ovlivňují necílové volně žijící organismy i dlouho po jejich aplikaci (viz kap. 8.6.). Jednou z nejrizikovějších je široce užívaná účinná látka ivermectin, která decimuje koprofilní brouky a je vysoce toxická pro všechna Ecdysozoa (Nematoda, Arthropoda atd.), zejména pro vodní bezobratlé, ale také např. pro larvy obojživelníků. Ivermectin a další rizikové látky by neměly být u managementových zvířat vůbec

používány, a to ani v období vegetačního klidu. V polodivokém režimu pastvy paraziti pro velké kopytníky nepředstavují riziko a odčervování reálně není potřeba. Výjimkou jsou zubry udržované lokality s vysokými hustotami jelenovitých, kde je potřeba sledovat případné infekce vysoce patogenní invazní hlísticí *Ashworthius sidemi* (viz kap. 8.5.1.). Podobně je žádoucí vyloučení antibiotik a dalších běžně nadužívaných veterinárních farmak z pastevních rezervací. Pakliže nastane potřeba medikace jakéhokoliv typu, je nezbytné činit tak informovaně na základě seriózně provedených veterinárních vyšetření a posouzení dopadů, nikoliv preventivně a/nebo bez znalosti reálné epizootologické situace.

5.2.6. Zachování průchodnosti krajiny pro volně žijící zvěř

Cílem je doplnění společenstev býložravců o chybějící gildu velkých spásačů, nikoliv nahrazení spárkaté zvěře velkými kopytníky. Běžný elektrický ohradník pohyb zvěře nijak neomezuje, v případě použití vysokého pletiva je důležité ohrady opatřit průchody pro zvěř (viz kap. 5.9.). Neplatí to samozřejmě pro aklimatizační ohrady, které slouží i jako karanténa a z definice musejí být v případě uzavření volně žijící zvěři nepřístupné.

5.2.7. Kontinuita pastvy

Účinky přirozené pastvy jsou pozvolné a kumulativní a jako takové velmi odlišné od skokových změn dosahovaných metodami aktivního managementu. Je nanejvýš žádoucí poskytnout přirozeným procesům čas a neuchylovat se z nedočkavosti či neznalosti ke zbrklým zásahům. Jako zcela nežádoucí jsou zásahy do bylinného patra pastevních rezervací, zejména kosení nedopasků apod. (viz kap. 3.1.).

5.2.8. Doplňková opatření na podporu biodiverzity

Prakticky na každé lokalitě je žádoucí provádět kromě přirozené pastvy další opatření. Dle dispozic lokality je vhodné zvážit výběrné odstranění dřevin či celých porostních skupin, likvidaci invazních druhů rostlin, tvorbu a obnovu tůní apod. Případně reintrodukce regionálně původních, ale lokálně vyhynulých druhů, optimálně z nejbližší dostupné lokality.

5.2.9. Přidané hodnoty – ochrana megafauny, reintrodukce, socioekonomické benefity

Mělo by být samozřejmostí, že stáda sloužící přirozenou pastvou v rámci managementu krajiny nejsou jen „živými sekačkami“, ale jsou také součástí globálních populací svých druhů a plemen. Platí to zejména pro mezinárodně chráněného zubra evropského. Chov zubrů, praturů i koní by měl probíhat v úzké spolupráci s mezinárodní ochranářskou a chovatelskou komunitou. Zvířata by měla být zapsána v plemenných knihách svých druhů/plemen a jejich stáda by měla být udržována v dobré genetické kondici. Nezbytné jsou pravidelné výměny zvířat s tuzemskými i zahraničními stády/populacemi, aby byl zajištěn tok genů. Pokud není výše uvedené splněno, je dané stádo pouze slepou uličkou, kde se ztrácí cenná genetická variabilita. Každý provozovatel pastevní rezervace na sebe bere závazek nejen péče o lokalitu, ale také o řádný management stád svěřených zvířat.

Rozsáhlé plochy obnovených přírodních stanovišť představují jedinečnou příležitost reintrodukovat druhy, které v minulosti z těchto míst vymizely. Je žádoucí tak v rámci možností a na základě informované rozvahy činit. Reintrodukce by měly být prováděny na základě kompetentní rozvahy a být dobře připraveny, aby se maximalizovala jejich úspěšnost. Zároveň je třeba s případnými reintrodukcemi počkat do kvalitativního a prostorového obnovení biotopů, které cílový druh vyžaduje. Na druhou stranu, jsou-li podmínky pro reintrodukce splněny, nemělo by se otálet s realizací, jinak hrozí vyhoření na všech úrovních realizace.

5.3. Výchozí kritéria pro zakládání pastvin

Zavádění přirozené pastvy musí předcházet informované zhodnocení dispozic cílové lokality.

Kritéria posouzení lokalit pro přirozenou pastvu
Rozloha a trasování
Minimální rozloha: Nižší desítky ha. Menší lokality přirozenou pastvou udržovat lze, ale z důvodu zvýšené zátěže (frekvence pohybu zvířat, deponie trusu atd.) a rizika útěku jen za určitých okolností a se zvýšenou opatrností, příp. rotační pastvou. **Optimální <u>minimum</u> 100 ha:** Hraniční rozloha, kdy se pastviny stávají ekologicky a provozně plně funkční. Velcí kopytníci se pasou mozaikovitě, čím větší území obývají, tím je jejich činnost přirozenější, přičemž ponechávají dílčí plochy nedotčené, a tedy využitelné pro ptáky hnízdící na zemi, prosazují se i pastevně preferované taxony rostlin atd. **Maximální rozloha:** Neomezeno – přirozenou pastvou lze udržovat libovolně velké plochy, pořizovací a provozní náklady nerostou u pastevních rezervací lineárně jako v případě konvenčního aktivního managementu (kde vyšší počet ha = vyšší cena), čím větší souvislá plocha, tím lepší poměr zřizovacích nákladů × provoz a udržitelnost. Se srovnatelnými náklady lze pást desítky i tisíce ha. **Kategorie rezervací:** Z praktických důvodů lze pastevní rezervace rozdělit na malé (do 50 ha), střední (51–500 ha) a velké (nad 500 ha). Zatímco v zemích jako Německo nebo Nizozemsko existuje několik velkých pastevních rezervací, v ČR zatím tato důležitá kategorie chybí. **Trasování:** Prioritou trasování ohradníku je co nejkratší délka a co nejjednodušší tvar, nežádoucí je vytváření malých enkláv vybíhajících z budoucí pastviny. Minimalizují se tak pořizovací a následné provozní náklady i riziko úniku zvířat – nejvýhodnější a nejfunkčnější jsou velké pastviny s jednoduchým trasováním a co nejkratší délkou ohradníků. Trasování je nezbytné plánovat precizně, jakékoliv změny trasování již existujících ohradníků představuje enormní náklady navíc. **Obslužnost:** Trasování ohradníků i umístění aklimatizačních ohrad, napajedel a jiné pastevní infrastruktury musí zohledňovat obslužnost, resp. existující i plánované komunikace, dostupnost elektrické přípojky apod. Trasa ohradníku by měla být průjezdná pro vozidlo velikosti traktoru, ideálně z obou stran. Elektrická přípojka, zdroj ohradníku, studnu a napajedla je vhodné koncentrovat v aklimatizační ohradě, která by měla být dobře dostupná nákladním automobilům a jiné technice.
Funkční plochy
Využitelná plocha: Indikátorem je rozloha souše, která je celoročně suchá/nepodmáčená, nikoliv celá rozloha lokality – všichni velcí kopytníci potřebují trvale suché refugium, kam se mohou kdykoliv uchýlit. Při posuzování lokality je relevantní plocha využitelná, nikoliv celková. **Pastevní plocha:** Plocha pokrytá poživatelnou bylinnou vegetací = nejdůležitější parametr pastvin pro výpočet nosné kapacity, počtu zvířat atd. Výpočet intenzity pastvy viz kap. 5.6. **Okusová plocha:** Porosty dřevin – sekundární ukazatel nosné kapacity. Neexistuje přepočet VDJ/ha pro okusové plochy, okus je však důležitý zejména v zimě, kdy všichni velcí spásači okus vyžadují (ideálně měkké dřeviny bohaté na fosfor, bílkoviny a další nutričně významné komponenty). **Celistvá plocha:** Pastviny je důležité od začátku spásat plošně, aby na dílčích plochách nedocházelo k zakonzervování nežádoucího výchozího stavu a nevznikaly tak navíc plochy, které po vzniku nutričně hodnotnějších porostů (na pastvou již obnovených plochách) zvířata spásala méně ochotně. Zcela nežádoucí a technicky neudržitelná je pastva oplůtková, rozdělování pastvin lehkými ohradníky apod.

Stanoviště a vegetace
Nelesní vegetace: Pastva je vhodná pro drtivou většinu nelesních společenstev za předpokladu informovaného nastavení intenzity, případně sezonality pastvy. **Lesy:** Žádný z velkých spásačů se nehodí do vyloženě zapojených tmavých lesů bez dostatečné navazující pastevní plochy. Zapojené tmavé lesy nejsou pro velké kopytníky překážkou, dokonce jim poskytují žádoucí úkrytové možnosti, jsou však pro ně troficky nevyužitelné, nejedná-li se o fruktifikující doubravy a jiné zdroje potravy. Přítomnost lesů v pastevních rezervacích je však důležitá, pro rozvolněné a otevřené lesy je pastva ideálním typem managementu. **Nedopasky:** Plochy nespasené ve vegetační sezoně nejsou nežádoucími nedopasky, nýbrž potravním zdrojem v období vegetačního klidu; jde o nezbytnou biotopovou komponentu typickou pro pastevní ekosystémy, která zvyšuje heterogenitu prostředí a podporuje biodiverzitu. Výjimkou jsou nedopasky tvořené invazními druhy rostlin, které je žádoucí sanovat. **Porosty kompetičně zdatných expanzivních rostlin (rákosiny, mrtvá a živá hrubá travní biomasa, ostružiny aj.):** Velcí kopytníci, zejména koně, rákos a orobince, stejně jako mrtvou i živou travní biomasu ochotně spásají a dokážou tuto expanzivní vegetaci rychle a účinně regulovat. Ostružiníky konzumují ochotně, ale jen v době vegetačního klidu. Zejména pro velké tury jsou ostružiníky jednou z nejdůležitějších komponent zimní potravy. **Mokřadní a litorální vegetace:** Koně a pratuři se ochotně pasou ve vodě do hloubky kolem 0,5 m, přičemž pastvou vytvářejí prosluněný litorál bez zapojených rákosin. **Trnité dřeviny:** Velcí kopytníci ochotně okusují letorosty, větvičky a loupou kůru trnitých dřevin čel. Rosaceae (hlohy, růže, slivoně) a při pastvě z trávníků vykusují jejich semenáče. Regulují tak šíření křovin na nové plochy, avšak již etablované křoviny neodstraní. Z dřevin vytvářejí okusem typické pastevní růstové formy – vysoké deštníkovité či nízké hustě zavětvené a otrněné. Ty jsou důležitým biotopovým prvkem. **Postindustriál:** Výsypky, opuštěné těžebny surovin apod. představují velmi perspektivní lokality – pastva v kombinaci s asistovanou sukcesí je ideálním způsobem jejich přírodě blízké rekultivace (viz kap. 8.2.).
Geomorfologie, členitost, hydrologie
Velcí kopytníci vždy musí mít k dispozici dobře přístupné suché plochy dostatečné rozlohy. Ačkoliv jsou členité lokality obecně vhodné a skalnatý podklad či relativně strmé svahy či podmáčené plochy velkým kopytníkům nevadí, mají-li k dispozici pouze extrémně složitý terén protkaný roklemi a stržemi, terén balvanitý či plošně podmáčený, je pastva nereálná. Zvířata mohou mít přístup k vodním tělesům a tokům, není to v rozporu s legislativou a břehovým porostům pastva prospívá.
Posouzení a eliminace rizik
Samozřejmostí je zevrubné ohledání budoucích pastvin, identifikace potenciálně rizikových struktur, např. nezajištěných hlubokých jam s kolmými stěnami a studní, černých skládek, kovových objektů trčících ze země apod. Veškeré nebezpečné struktury je nutné před vypuštěním zvířat asanovat.
Předpastevní příprava lokalit
Potlačení dřevin zvládají velcí kopytníci bez doplňkových opatření, je-li jejich pokryvnost na lokalitě do cca 15 % využitelné plochy. Přesahuje-li pokryvnost zejména managementově problematických růžovitých dřevin 15 %, je vhodné jejich částečné odstranění vytrháváním, případně jinými metodami s dlouhodobou účinností. Je-li plánována pastva zubrů v místech výskytu trnovníku akátu,

je žádoucí jeho eliminace před jejich vypuštěním na lokalitu. Zubři akát intenzivně loupou (Obr. 76), čímž zahubí nadzemní fruktifikující část stromu, ale mohou tím stimulovat kořenovou a pařezovou výmladnost. Výmladky sice intenzivně okusují, ale akát tím nezahubí (podobně to platí pro ovce, kozy a další zvířata). Pionýrské růžovité dřeviny a akát je žádoucí koncepčně řešit před zavedením pastvy i v jejím průběhu.

Jiné využití pastevních rezervací a jejich okolí

Veřejnost: Kontrolovaný vstup veřejnosti do pastevních rezervací je možný při rozloze vyšších stovek, lépe tisíců hektarů, podmínkou je možnost pohybu přehledným terénem a dodržování bezpečnostních pravidel; případné zpřístupněné trasy by neměly protínat místa častého pohybu zvířat (okolí napajedel, lizů apod.). Pastviny o středních stovkách ha a menších je možné a žádoucí veřejnosti zpřístupnit prostřednictvím exkurzí s vyškoleným průvodcem. Pastevní rezervace jsou ideálním nástrojem osvěty nejširší veřejnosti. Obvod pastvin je vhodné alespoň částečně opatřit pohodlnými stezkami s osvětovými prvky. Případné vyhlídkové plošiny a jiná návštěvnická infrastruktura by měly být uplatňovány citlivě a vizuálně nerušit. Disturbanční management pojezdy offroadových a vojenských vozidel v pastevních rezervacích za určitých okolností možný je, není však potřebný. Velkými kopytníky přímo či nepřímo moderovaný, časoprostorově různorodý a přírodě blízký disturbanční režim je dostatečný a na rozdíl od pojezdů nevnáší do krajiny zátěž (rušení, odpad aj.).

Myslivost: V prostoru pastevních rezervací je možná, lze-li s místním mysliveckým sdružením konstruktivně spolupracovat. Individuální lov (čekaná, šoulačka) je bez problému, skupinové lovy a naháňky je nezbytné koordinovat s provozovatelem a správcem pastevní rezervace. Z hlediska myslivosti přirozená pastva významně zhodnocuje honitby, zvyšováním kvality prostředí, jež se promítá do zvýšení stavů zvěře, ale také vytvářením klidových zón s omezeným pohybem lidí.

Lesnictví: Nevylučuje se s přítomností velkých kopytníků. Jsou-li v dobrém výživném stavu, nemají velcí kopytníci na rozdíl od spárkaté zvěře tendenci pronikat do oplocenek s lesními výsadbami, ani vzrostlým porostům znatelně neškodí. V přítomnosti velkých turů je třeba počítat s udržováním oplocenek cca 25 let, což je věk, od kterého jsou stromy obecně vůči velkým kopytníkům imunní.

Zemědělství: Přítomnost skotu či koní v těsné blízkosti či malé vzdálenosti od rezervace může kolidovat s pastvou praturů, resp. divokých koní. V případě říje může docházet k únikům hřebců a býků. Zubři na přítomnost skotu v okolí nereagují ani v přítomnosti říjných krav. Intenzivní používání agrochemie v sousedství pastvin je nežádoucí, často mu ale nelze zabránit. Proto je důležité při projektování pastvin myslet na pufrační pásmo o šířce alespoň několika metrů.

5.4. Zakládání pastevních rezervací

Vždy je potřeba zvážit výskyt a specifické nároky taxonů a společenstev, kterým má pastva pomoci, aby bylo množství a druhové složení zvířat, stejně jako intenzita pastvy přizpůsobeny konkrétním potřebám. Nezbytné je hned na začátku posoudit zejména to, zda bude lokalita fungovat jako jeden pastevní blok, nebo je potřeba lokalitu rozdělit na více částí, a mít tak možnost v jednotlivých segmentech pastvu podle potřeby dočasně vyloučit. Důvodů může být několik, např. poskytnutí prostoru pro kvetení a vysemenění rostlin, hnízdění na zemi hnízdících ptáků atd., což platí

především u menších rezervací do 100 ha. Období (téměř) bez přítomnosti velkých býložravců bývá přítomno v mnohých společenstvech, která jsou jejich činností udržována – děje se tak vlivem migrací. V prostorově omezených podmínkách pastevních rezervací je s tím potřeba počítat a je-li to vhodné, rozdělovat je na vzájemně propojené segmenty o rozloze alespoň několika desítek hektarů. Plánování se neobejde bez dobré znalosti přírodních poměrů lokality, zkušeností a určité míry intuice.

Na druhou stranu není vhodné pastvinu příliš fragmentovat – je-li záměr vyloučit občas pastvu jen v relativně malé části pastviny nebo jen po krátkou dobu v roce, je vhodnější použít lehké mobilní ohrazení pomocí laminátových tyčí a vodivých pásek (viz kap. 4.6., typ ohrady Oh-5).

Hlavní pastvina, kterou zvířata považují za jádro svého domovského okrsku, spolu s aklimatizační ohradou, kterou mají tendenci považovat za bezpečné útočiště (v aklimatizační ohradě strávila první týdny na lokalitě), by měla být zvířatům přístupná trvale. Periodicky zpřístupňovány a zavírány by tedy měly být dočasně spásané části pastviny kolem, nikoliv naopak – zvířata by tedy optimálně neměla rotovat, ale spíše by se jim měly periodicky zpřístupňovat plochy přiléhající k hlavní pastvině. To je důležitý rozdíl např. oproti rotační pastvě ovcí. Platí, že vyčleňování segmentů by se mělo týkat menších pastvin o nižších desítkách hektarů, které jsou příliš malé na to, aby se u nich nastartovaly potřebné přírodní procesy v plné šíři.

5.5. Výběr vhodných druhů a plemen

Podrobně jsou tématu věnovány kap. 4, 5.5. a 7.1. Zde postačí shrnutí, že koně se hodí do biotopů jak suchých, tak vlhkých, pratuři rovněž, ale lépe jsou jejich ekologické preference splněny na mezických a vlhkých lokalitách. Zubr se nehodí do vyloženě vlhkých poloh, pokud zároveň není součástí pastevní rezervace dostatečná plocha suchých stanovišť.

5.6. Výpočet intenzity pastvy – počet pasených zvířat

Jako pomůcku lze použít osvědčenou intenzitu pastvy na základě zkušeností z edaficky, hydrologicky a vegetačně srovnatelných pastevních rezervací jinde v ČR. Počítáme-li pro jednoduchost zvířata starší 12 měsíců, pohybuje se aktuálně intenzita pastvy v českých pastevních rezervacích v rozmezí 0,2–0,4 zvířat/ha na suchých stanovištích, po 0,4–0,7 zvířat/ha na stanovištích trvale vlhkých. Počty zvířat je následně podle zastoupení jednotlivých věkových kategorií potřeba přepočítat na velké dobytčí jednotky (VDJ) dle aktuální přepočtové tabulky MZE, přičemž je potřeba počítat také se zvířaty mladšími 12 měsíců.

Cílový počet VDJ je vhodné od začátku počítat podle managementových potřeb konkrétní lokality. Jsou-li zdrojem financování zemědělské dotace, a tedy i zápis do LPIS/SZIF, je nezbytné přizpůsobit rozsah plochy zapsané do LPIS počtu zvířat, které celková lokalita unese. Nejdříve je tedy na základě rozlohy pastevní plochy a úživnosti lokality třeba spočítat cílový počet zvířat a teprve z něj vypočítat plochu, kterou lze do SZIF zapsat. Opačný postup může vést k registraci příliš velké rozlohy, která následně může realizátora pastvy tlačit k nadměrným počtům zvířat. Takového postupu je potřeba se vyvarovat.

5.7. Umístění aklimatizační ohrady

Aklimatizační ohrada (kapitola 5.8., typ Oh-1) by měla být umístěna v každém pastevním areálu. Slouží jako karanténa odchozích i nově příchozích zvířat a umožňuje v případě potřeby uzavření či izolaci jednotlivých zvířat i celých stád. Velikost se odvíjí od počtu zvířat – pro malá stáda kolem 10 jedinců může stačit 0,25–0,75 ha, pro větší stáda je potřeba počítat alespoň s 1 ha a více. Vhodné

umístění je na periferii pastvin tak, aby byla dostupná za každého počasí, pokud možno po zpevněné cestě, pro nákladní auta. Vždy musí být vybavena jednou vnější bránou ústící na příjezdovou komunikaci a druhou ústící na pastvinu, příp. mohou obě brány aklimatizační ohrady ústit do pastviny, vede-li příjezdová cesta přes ni. Je-li plánován přístřešek, měl by být umístěn právě v aklimatizační ohradě. Aklimatizační ohrada slouží jako karanténní zařízení, nesmí v ní proto být průchody pro zvěř. Aklimatizační ohrada musí zahrnovat napajedlo a je vhodné sem umístit také minerální liz – zvířata sem budou kvůli lizu pravidelně chodit, takže je lze v případě potřeby bez nahánění pohodlně zavřít. Vzhledem k častějšímu výskytu zvířat v aklimatizační ohradě a přítomnosti prvků, jako jsou napajedla, zásobníky na vodu a podobně, by neměla být tato součást infrastruktury umisťována v místech s výskytem zranitelnějších druhů nebo obecně v pohledově atraktivnějších částech lokality. Pokud se počítá se zřízením elektrické přípojky, je vhodné umístit aklimatizační ohradu co nejblíže dostupnému přípojnému bodu. Delší vedení přípojky by zvýšilo náklady (zároveň je třeba elektrické přípojky k rezervaci realizovat vždy podzemním kabelem, aby nedocházelo ke znehodnocování vizuálního charakteru místa dráty taženými na sloupech).

5.8. Napajedla

Optimální je zahrnout do pastviny alespoň krátký úsek toku či břehu vodního tělesa (po dohodě se správcem toku, povodím atd.). Není-li to možné, je potřeba vybudovat alespoň dvě napajedla – jedno v aklimatizační ohradě, druhé mimo ni, ale klidně v její blízkosti, obě napajedla mohou mít společný zdroj vody. Pokud je vrtána studna, lze doporučit její vybavení čerpadlem a zásobní jímkou na vodu (standardní velikosti 2 500, 5 000, 7 500 a 10 000 l), dostupná začínají být i solární nízkospotřebová čerpadla pro celoroční provoz. Přepad ze zásobní jímky může být sveden zpět do vrtu – tím je při pravidelném čerpání vody do jímky zajištěna její cirkulace a zaručena její kvalita v jímce i ve vrtu. Jímka by měla být dle dispozic terénu (částečně) zahloubena v zemi a/nebo zasypána zeminou, aby nezamrzala a nerušila vizuálně. Dopouštění napajedla je ideální řešit plovákovým ventilem.

Samotné napájecí koryto může být betonové, nejlépe zapuštěné v zemi (snižuje riziko zamrzání), ovšem s vyvýšeným okrajem, aby do něj nepadali drobní živočichové. Zejména na suchých lokalitách může být napajedlo jediným zdrojem vody v širokém okolí a bude přitahovat velké množství ptáků a jiných obratlovců i bezobratlých. Je proto vhodné, aby konstrukce napajedla umožňovala bezpečné napájení i ostatních zvířat. Pokud není napajedlo výrazně nad úrovní země, musí být alespoň jedna vnitřní stěna koryta pod úrovní hladiny zkosena či opatřena jemným pletivem či jiným materiálem umožňujícím napadaným živočichům koryto opustit.

Napajedla je možné koncipovat i jako přírodní jezírka – musí být ovšem velkých rozměrů (nejméně 50 m^2) a opatřena výpustí. Ideální napajedla jsou ta přirozená. Lze je budovat jak na zvodnělých plochách, tak na místech vhodných k akumulaci srážkové vody za vzniku nebeských jezírek. Tvorbou tůní zároveň vznikají žádoucí rozmnožovací stanoviště pro obojživelníky, vodní hmyz apod. Lze je poměrně jednoduše zbudovat také uměle, vybagrováním terénní deprese, která se vyloží jezírkovou fólií, jež se překryje alespoň 20 cm vykopané zeminy.

Díky nedávné novele stavebního zákona není třeba povolení stavebního úřadu na tůně do plochy 300 m^2, hloubky do 1,5 m a objemu do 100 m^3 (viz stavební zákon, § 103 odst. 1, písm. e), bod 12 a § 80 odst. 3 a 5 – další podmínky ve zkratce: vzdálenost minimálně 50 m od obytných budov, nejde o vodní dílo dle vodního zákona, nejde o sousedství s veřejnou komunikací či prostranstvím, nenakládá se s odpady).

5.9. Ohrady a další infrastruktura pastevních areálů – Příloha 1

Ve stadiu, kdy je vybrána lokalita, naplánováno její přesné umístění a vybrány druhy velkých kopytníků, kteří budou na lokalitě zavedeni, je čas vybrat vhodný druh ohrazení. Různé lokality, různé situace a různé druhy zvířat vyžadují různé typy ohrazení.

Ohrazení aklimatizačních ohrad by na rozdíl od ohrazení hlavní pastviny nemělo být volně průchodné pro zvěř, neboť po příjezdu zvířat slouží jako karanténa. U elektrických ohrad je vhodné nahradit prostřední drát (při použití tří vodičů) vodivou páskou, která je na rozdíl od drátu pro zvířata i lidi viditelná na velkou vzdálenost. Nevýhodou pásky je, že je potřeba ji v několikaletých intervalech měnit za novou (pořizovací cena je však nízká, jde o zanedbatelný výdaj) a v případě požáru snadno shoří (dráty, neshoří-li izolátory, krátký požár typický pro stepní lokality samozřejmě vydrží). Ideálním řešením je použití tří drátů, přičemž páska (není nutně vodivá, ale vždy vizuálně výrazná) je přidělána přímo ke kůlům ohradníku (bez izolátorů) a slouží pouze jako optické zvýraznění hranice pastviny. Případné porušení pásky pak nemá vliv na funkční ani optické parametry ohradníku. Na přehledných lokalitách lze použít jen dráty. V některých zemích západní Evropy, kde není zakázáno používat na ohrady ostnatý drát, obecně stačí ohrazení pastvin dvěma až třemi řadami ostnatého drátu místo elektrického ohradníku.

Je-li pastva velkých zvířat zaváděna v těsné blízkosti frekventovaných komunikací, je vhodné použít typ ohrazení Oh-1, kde nehrozí riziko úniku zvířat.

Prameny je vhodné obehnat co nejpřírodněji působícím hrazením – většinou stačí dva tři vhodně položené kmeny, aby zvířata nevstupovala přímo do nich.

Není-li lokalita dostatečně členitá a neposkytuje-li dostatek přírodních úkrytů, lze zvážit instalaci jednoduchého přístřešku v rámci aklimatizační ohrady. Hlavním důvodem je skutečnost, že i přes nespornou odolnost a přizpůsobivost doporučovaných druhů/plemen velkých kopytníků nemusí omezený prostor rezervace zvířatům poskytovat dostatek přirozených prostorových struktur (terénní nerovnosti, husté porosty apod.), které by posloužily jako adekvátní úkryt před silnějším větrem, vánicí či sluncem.

Poznámka – praxe v zahraničí: V západní Evropě, kde to nezakazuje zákon, se často pro koně a skot používají dva ostnaté dráty ve výškách 50–60 a 80–90 cm.

Materiál – kůly: Pro suchá místa, kde nestojí voda, je nejlepší akát, pro místa podmáčená dub. Lepší jsou kůly štípané než řezané či frézované – nemají přerušená vlákna, takže jsou výrazně odolnější proti námaze i rozkladu.

Tematická příloha – Vzhledem k aktuálním fluktuacím cen materiálů a služeb není možné poskytnout aktualizované ceníky jednotlivých typů ohrad. Poskytnut je tedy alespoň seznam položek specifikující všechny komponenty, které by daný typ ohrazení měl zahrnovat – viz **Příloha 1**. Aktuální ceny je nutné ověřovat.

Oh-1. Univerzální neproniknutelné oplocení – vysokopevnostní pletivo 1,9 m + 2 řady vodiče: drát + páska (Obr. 50)

Použití: Univerzální nepřekonatelné oplocení ideální jako **aklimatizační ohrada** pro koňovité a velké tury, splňující přísné bezpečnostní standardy. Vhodné pro standardní aklimatizační ohrady a pro rezervace, kde je potřeba zvýšeného zabezpečení proti úniku z důvodu častého pohybu lidí (plašení) nebo blízkosti frekventovaných komunikací. Oplocení je neproniknutelné pro středně velkou zvěř (srnec), pro které je potřeba umístit v místech ochozů zvěře průchody (neplatí u ohrad aklimatizačních).

Je-li tento typ oplocení použit jen pro aklimatizační ohradu, naučí se zvěř díky kombinaci s elektrickými vodiči rozeznávat elektrické ohrazení, kterým je pak vymezen vlastní pastevní blok. Použití „reflexní“ pásky zvyšuje viditelnost ohrazení pro zvířata i lidi.

Parametry ohrady: výška kůlů nad zemí 2 m, vysokopevnostní pletivo o výšce 1,9 m, zpevněné rohy, vchodové hrazdy, brány vypletené pletivem, 2 řady vodiče, rozteč kůlů 5 m, akát štípaný o délce 2,7 m.



Obr. 50. Univerzální ohrazení (Oh-1) splňující přísné bezpečnostní požadavky – vhodné pro aklimatizační ohrady či rezervace v blízkosti frekventovaných komunikací; výška 1,9 m, 2–3 předsazené vodiče (1–2 dráty doplněné vodivou páskou pro lepší viditelnost) elektrického ohradníku umožní zvířatům, která jej ještě neznají, naučit se ho rozeznávat už během pobytu v aklimatizační ohradě, takže po vypuštění na pastvinu ohradník z dálky registrují a respektují hranice pastviny; na obrázku je vidět roh zpevněný horizontálními břevny (tzv. zpevněný roh – zohledňuje se při výpočtu nákladů na ohrady). Pozitivní vlastností tohoto typu oplocení je, že již ze vzdálenosti nižších desítek metrů pletivo téměř není vidět, takže ohrady v krajině nepůsobí rušivě, totéž platí o štípaných kůlech, které ve většině situací působí velmi přirozeně. Milovice. © Miloslav Jirků

Oh-2. Standardní ohrada pro skot a koně – 2 vysokopevnostní dráty (resp. drát + páska)

Použití: Standardní oplocení pro relativně klidné lokality, kde nebudou zvířata často vyrušována. Vhodné pro skot, koně, odzkoušeno dlouhodobě také u zubrů naučených na elektrický ohradník (pomocí ohrazení typu Oh-9, viz níže). Tento typ ohrazení je plně průchozí pro veškerou ostatní zvěř, ale navyklí koně a velcí tuři jej respektují.

Parametry: rozteč kůlů 8 m, akát štípaný o délce 1,8 m. Výška ohrady nad zemí je 1,2 m, dráty ve výškách cca 0,7 m a 1,2 m.

Oh-3. Standardní ohrada pro koně a skot – 3 vysokopevnostní dráty (resp. 2 dráty + páska)

Použití: Shodné jako u předchozího včetně průchodnosti pro veškerou zvěř. Vhodné pro rušnější lokality často navštěvované lidmi. Protože velcí kopytníci přitahují pozornost téměř vždy, mělo by jít o standardní typ ohrazení všude tam, kde není nutné použít kombinaci s vysokopevnostním pletivem.

Parametry: viz předchozí typ + 1 drát, dráty ve výškách cca 50, 70 a 120 cm (drát ve výšce 70 cm lze nahradit páskou).

Oh-2-3. Standardní ohrada pro koně a skot – 2 lanka + páska – varianta pro záplavové zóny

Použití: Variace na Oh-2 a Oh-3, jen s vodivými lanky místo vysokopevnostních drátů – jde o variantu pro záplavové zóny, kde může reálně vyvstat potřeba ohradu zabezpečit, aby nebyla příliš poničena velkou vodou. Lanka s páskou lze snadno a rychle demontovat a napnout zpět po opadnutí vody.

Parametry: jako Oh-3, jen kůly do podmáčených částí pastviny volíme dubové – ve vlhku mají delší trvanlivost než akát.

Oh-4. Univerzální ohrada bez pletiva se šesti řadami vysokopevnostních drátů

Použití: Univerzální, nepřekonatelné oplocení pro koňovité a velké tury (zubr, pratur), zejména pro oplocení vlastních pastevních bloků, méně pro ohrady aklimatizační, neboť ohrazení je průchodné pro zvěř. Výhodou je, že spolehlivě funguje jak s elektřinou, tak bez ní. (I varianta bez elektřiny se používá pro megafaunu v Africe, je tedy dostatečně odzkoušeno na zvířatech výrazně větších než zubr.) Vhodné všude včetně lokalit, kde není dodáván elektrický proud nebo je vyloučena rychlá dostupnost pro personál v případě poškození ohrazení. Vhodné pro těžce dostupné lokality, oblasti, kde hrozí výpadky dodávek elektřiny vlivem stromů padlých na vedení atd. Možno doplnit reflexní páskou, která zvyšuje viditelnost ohrazení pro zvířata i lidi. Na řadu lidí působí použití drátů namísto pletiva psychologicky lépe, neboť je vizuálně i fakticky prostupnější. Člověk i střední a malá zvěř jej bez problému podleze, což má mnohé praktické výhody.

Parametry: rozteč kůlů 6 m, výška nad zemí 2 m, délka kůlů 2,7 m.

Oh-5. Lehká ohrada – kombinace kůl + laminátové tyče – 3 vodiče

Použití: Vhodné jako dočasné oplocení pro koně a skot. Využitelné např. tam, kde lze v dohledné době předpokládat změnu průběhu ohrady či její úplné zrušení – umožňuje tedy pastevní management i v lokalitách, u kterých je zatím sjednána pastva jen na části dotčených parcel (část ohrady, která má doznat změn, může být vytvořena právě tímto způsobem), je vhodná i pro nouzové/dočasné umístění zvířat i pro oplocení experimentálních ploch, dočasné či periodické rozdělení pastevních bloků apod. Kromě smrkových kůlů jsou všechny komponenty tohoto typu ohrazení recyklovatelné, je-li záměr používat tento typ ohrady k rozdělování pastvin pravidelně a dlouhodobě, je vhodné nahradit smrkové kůly akátovými!

Parametry: kůl smrkový tlakově mořený s délkou 180 cm, rozteč 100 m, mezi kůly laminátové tyče rozteč 8 m, 2 řady lanka (ve výšce 50 a 70 cm), 1 řada pásky (ve výšce 120 cm). Výška ohrady nad

zemí 1,2 m. Neúčtují se náklady na dopravu materiálu, k instalaci totiž není potřeba traktor ani zatloukač kůlů – dřevěné kůly jsou do země zapraveny do ručně předvrtaných děr a dotlučeny palicí. Všechny součásti lze snadno demontovat a recyklovat jinde.

Technická omezení: Pozor v případě recyklace kůlů – při zatloukání i vytahování ze země by mohlo dojít k jejich poškození, proto je potřeba je při opětovném použití dobře prohlédnout. Navíc i přes tlakové moření a proklamace výrobců nepřesahuje na základě praxe trvanlivost smrkových kůlů 10 let. Lehké oplocení je vhodné jen pro zvířata zvyklá na elektrický ohradník.

Oh-7. Ohrada bez elektřiny pro koně a skot

Parametry: výška ohrady 1,6 m, kůly akát štípaný o délce 2,5 m, rozteč kůlů 6 m, 5 řad vysokopevnostního drátu. Mezi kůly v každém poli svislá rozpěra ze střešních latí zamezující roztahování jednotlivých řad drátů od sebe. Prostupné pro zvěř, pro jeleny je možné zbudovat průchody, měli by však být schopni ohradu přeskočit.

Oh-8. Ohrada pro zubry bez elektřiny

Parametry: rozteč kůlů 6 m akát štípaný o délce 2,7 m, výška nad zemí 2 m, 6 řad vysokopevnostních drátů, mezi kůly je v každém poli rozpěra ze střešních latí jako u ohrady č. 9. Prostupné pro zvěř.

Oh-9. Ohrada pro zubry elektrická, kombinace kůl s nástavbou laminátových tyček

Použití: V oblastech bez výskytu jelena a daňka ji lze použít jako trvalé oplocení pro zubra. Jinde lze použít pro zubra jako dočasné řešení za účelem naučení zubrů na elektrický ohradník – po několika měsících je možné laminátové tyče s vodiči odstranit, takže vznikne typ ohrady č. Oh-2 (viz výše). Tento postup se osvědčil a již řadu let funguje na okraji aglomerace nizozemského Haarlemu (rezervace Kraanvlak, Národní park Zuid Kennemerland).

Parametry: rozteč kůlů 8 m, akát štípaný o délce 1,8 m, na každý je připevněna laminátová tyč se 3 řadami lanka a na kůlech 3 řady vysokopevnostního drátu. Po odstranění horní části lamino-lanka plně prostupné pro zvěř.

Pozor: Někdy se stává, že vrchní část (lamino-lanka) poškozují jeleni a daňci, zejména setkají-li se dva říjní samci na opačných stranách ohradníku a začnou spolu přes plot bojovat – instalaci lze tedy doporučit výhradně po úplném odeznění říje jelenovitých vyskytujících se v lokalitě – samozřejmě je potřeba vrchní lamino nástavbu demontovat před říjí následující.

Oh-11. Záclonové ohrazení koridorů pro naháňky (Obr. 26)

Použití: Nasměrování zvířat na místo určení, např. při každoročních naháňkách, přehánění zvířat mezi lokalitami apod. Zvířata považují i průhledný závěs za bariéru, které se snaží v běhu vyhnout.

Parametry: použít lze mnoho materiálů, zejména ochranné neboli stavební sítě používané k zakrývání lešení na stavbách, stavební bezpečnostní ploty, řídkou jutovinu apod. Nejlehčí jsou ochranné sítě na lešení.

Poznámka: V Česku není běžně používáno, nepodařilo se nalézt ani příklady z Evropy. Zcela běžně používáno v USA u skotu, bizonů a mustangů.

Oh-12. Závěsové tyčové ohrazení napříč vodním tokem (Obr. 51)

Použití: V poříčních lokalitách, kde se pastevní areál rozkládá na obou březích toku. Obecně platí, že z důvodu protipovodňových opatření a zajištění průchodnosti toků není možné toky přehrazovat pevným oplocením. Ohrazení napříč vodním tokem tvořené volně visícími plastovými tyčemi nezachycuje plovoucí předměty, a nepředstavuje tak nebezpečí zablokování toku v případě povodní, ani neznemožňuje využívání zavedených vodáckých tras, zvířata se ho však bojí a nepřibližují se.

Parametry: ocelové lanko natažené v bezpečné výšce tak, aby i při nejvyšším stavu vody zůstala mezi ním a hladinou mezera kolem 1 m, plastové tyče vždy sahají pod úroveň hladiny, takže se tokem vody neustále pohybují (čímž zvířata zneklidňují).

Poznámka: V Česku není dosud odzkoušeno, neboť zvířata normálně nemají přístup k tokům, nepodařilo se nalézt ani příklady z Evropy. Používáno v USA u skotu, zřejmě i jiných zvířat.



Obr. 51. Vlevo – záclonové ohrazení koridoru pro přehánění bizonů mezi rezervacemi, v tomto případě byl použit plastový stavební plot, který je ovšem poměrně těžký a drahý. Vpravo – závěsové tyčové ohrazení napříč vodním tokem nezachycuje plovoucí předměty a neomezuje vodácké využití. Zdroj: Anonymus, internet

5.10. Průchodnost a bezpečnost pro zvěř

Elektrický ohradník je zcela průchodný pro veškerou zvěř, v případě potřeby jej nemá problém podlézt či prolézt člověk. Ohradník je navíc zviditelněn reflexní páskou, což minimalizuje jeho přehlédnutí zvěří či ptáky. V žádné z tuzemských ornitologických mokřadních lokalit, kde jsou tyto ohradníky několik let v provozu, nebyly zaznamenány kolize ptáků s vodiči. Elektrický ohradník tak nepředstavuje migrační bariéru, ani riziko nárazu pro ptáky. Jak elektrické ohradníky, tak vysoké ohrady s pletivem jsou dobře viditelné pro veškeré živočichy včetně ptáků a zpravidla nedochází ke kolizím. K těm dochází prakticky jen v situacích, kdy je zvěř vyplašena lidmi či psem, zpanikaří a při útěku narazí.

V případě vysokých ohrad s pletivem je řada způsobů jejich zprůchodnění pro volně žijící zvěř do velikosti daňka až jelena. Nejjednodušší možností je zatlučení dvou kůlů ohrady ve vzdálenosti cca 120 cm od sebe (místo obvyklých 4–6 m), umístění břevna mezi ně ve výšce 70 cm a vystříhání pletiva v prostoru pod břevnem (Obr. 52). Při tomto řešení je vhodné vést podél spodní vnitřní hrany břevna drát elektrického ohradníku – odradí tury od zkoušení pevnosti břevna tlakem hlavy, spárkatá zvěř si drátu pravděpodobně ani nevšimne. Zvláštní péči je potřeba věnovat ustřiženým koncům drátů pletiva – každý je potřeba připevnit ke kůlu telegrafickou svorkou a volný konec drátu kolem ní pevně obtočit a zafixovat, aby jej nešlo snadno vytrhnout. V pevných ohradách lze vynechat jeden segment plotu a nahradit jej prkny, zakrývajícími jen prostor ve výšce cca 50–150 cm – umožňuje snadné přeskakování jelenům a podlézání menší zvěři, tuři ani koně si této mezery nevšímají. Průchody je

ideální umísťovat s ohledem na existující ochozy zvěře a tam, kde ohrada svádí zvěř do kouta. Umístění průchodů pro zvěř je vhodné a diplomatické řešit ve spolupráci s místními myslivci. Průchody není vhodné umísťovat v těsném sousedství bran, psychologicky mohou na lidi působit jako výzva k prolezení na pastvinu.



Obr. 52. Průchod pro zvěř do velikosti daňka až jelena. Horizontální břevno je ve výšce cca 75 cm, drát natažený několik cm pod ním je součástí elektrického ohradníku a odrazuje tury od zkoušení jeho pevnosti. Kůly jsou navíc spojeny do kříže upevněnými vysokopevnostními dráty. Tyto průchody lze v případě potřeby uzavřít pomocí dílců vystřižených z kari sítí, dřevěnými paletami apod. Během několika prvních měsíců odrůstání hříbat a telat je vhodné umístit v několikametrovém okruhu kolem průchodů dočasné ohrazení vodivou páskou upevněnou ve výšce cca 50 cm na laminátových tyčích. Hříbata a telata si tak průchody nezvyknou používat (brzy přerostou kapacitu průlezu). Naopak průchod ostatní zvěře tím není nijak omezen. Po několika měsících růstu mláďat lze toto dočasné ohrazení snadno odstranit. © Miloslav Jirků

5.11. Příprava trasy ohradníku

Úspěšné zavedení a následný bezproblémový provoz pastvin začínají pečlivou přípravou trasy ohradníku. Je-li trasa připravena dobře, proběhne dobře instalace infrastruktury a následná péče bude vyžadovat méně práce. Jakkoliv se uvedené může jevit banální, právě podcenění přípravy trasy ohradníků je jedním z hlavních problémů při následném provozu. Využití jednotlivých níže uvedených doporučení závisí na rozhodnutí znalce lokality a aktuálních zejména hydrologických poměrech. Prvním krokem by mělo být vždy vytyčení a označení trasy ohradníku geodetem tak, aby bylo od jedné značky (kolíku) vidět na další. Šířka vyčištěného koridoru by měla být alespoň 4 m, aby umožňovala průjezd vozidla alespoň z jedné strany ohradníku.

Platí, že nejlepším způsobem přípravy trasy je stržení a/nebo zarovnání drnu pomocí bagru. V případě úseků s velkým množstvím bylinné biomasy, např. rákosin, je možné jednorázové zmulčování či frézování, protože velké množství biomasy by v případě kosení nebylo možné jednoduše odvézt a deponovat jinde. Obecně je pro práci těžké techniky lepší mírný mráz než teplo, což může být důležité při rozhodování o postupu prací. Využití bagru či traktoru je možné jen v suchých úsecích, v podmáčených úsecích bude příprava trasy do značné míry závislá na manuální práci. V úsecích pouze s bylinnou vegetací stačí stržení či srovnání drnu (a stařiny), vzrostlejší stařinu je však lepší posekat a odhodit stranou či zmulčovat. Jak v průběhu plánování, tak čištění trasy ohradníku je důležitá dobrá znalost lokality, aby nebyly v rámci zavádění pastvy poškozeny cenné biotopy, které nejsou viditelné na leteckých snímcích, např. drobné a periodické tůně, porosty vzácných rostlin apod.

Dřeviny. Důležitá je kvalifikovaná úprava dřevin, křovin i stromů v trase a její těsné blízkosti (křoviny) i dále od ní (stromy). V případě křovin platí, že všechny v trase musejí být odstraněny, ty v těsné blízkosti by měly být buď odstraněny, nebo kvalifikovaně vyvětveny tak, aby vznikl dostatečný průjezdní profil. Nevhodné je v blízkosti obslužného koridoru podél ohradníku uřezání křovin u země, jelikož následné pařezové, příp. kořenové výmladky pravděpodobně porostou právě do vyčištěného světlého prostoru koridoru. Stromy v blízkosti trasy je potřeba kriticky posoudit z hlediska jejich stability a bezpečnosti. Případné kácení souší a odřezání suchých větví, u nichž hrozí ulomení a pád na ohradník, je potřeba provést před vlastní instalací ohradníků. Tuto činnost je vhodné využít ke tvorbě bezpečných torz ze souší, ořezu vhodných dřevin (vrb) a podobných zákroků s potenciálem podpory biodiverzity. Vyřezané hroubí je vhodné srovnat do neuspořádaných hromad (viz kap. 13.1.).

5.12. Perspektivy dalšího rozvoje pastvin

Zavedení přirozené pastvy by nemělo končit instalací infrastruktury a vypuštěním zvířat. Prakticky každá pastvina má potenciál dalšího rozvoje. Žádoucí je od začátku příprav promýšlet možnosti dalšího rozšíření pastevního areálu v budoucnu. Tomu je vhodné přizpůsobit průběh ohradníků, plánování obslužných komunikací, umístění bran, aklimatizačních ohrad a dalších komponent tak, aby případné rozšíření představovalo co nejmenší zásahy do stávající infrastruktury. Je potřeba pamatovat na skutečnost, že demontáž ohradníku je stejně, ne-li více, nákladná jako první instalace a jakékoliv posunutí není jednoduchou akcí.

5.13. Další komponenty pastevních areálů

Přístřešek lze doporučit o rozměrech 12 × 4 m, dřevěný se zatlučenými akátovými sloupy (loupané kulaté), vazníkovou plochou střechou pokrytou trapézovým plechem a třemi stěnami pobitými prkny. Přístřešek není povinný na pastvinách, kde je dostatek přírodních úkrytů. Veterinární a welfare legislativa přístřešek nevyžaduje, je-li na pastvině možnost úkrytu před sluncem pod dřevinami apod.

Příslušenství k elektrickým ohradníkům, které je potřeba bez ohledu na jejich délku: elektrický (el.) ohradník síťový pro skot, koně a zvěř, zemnicí tyče pro el. ohradníky – pozinkované, vypínač pro el. ohrady (otočný či pákový), bleskojistka pro el. ohradníky, izolátory koncové k brankám, montážní hlavice – pro kruhové a ploché izolátory, napínací kleště pro spojku, držáky k brankám pro el. ohradníky s pružinou 5 m, vysokonapěťový kabel pro el. ohradníky – dvojitá izolace, hliníkový drát.

Nářadí a komponenty pro drobné opravy ohradníků. Kromě běžného nářadí je vhodné správce pastvin vybavit specifickými pomůckami pro opravy ohradníků. Nářadí: kvalitní štípací kleště na ocelové dráty, kovová montážní hlavice na zavrtávání/odvrtávání izolátorů, speciální napínací kleště na dráty ohradníku, výkonná zkoušečka s detekcí směru ztráty napětí, dálkové vypínání ohradníku. Komponenty pro nejčastější opravy ohradníků: rezervní izolátory používané v ohradnících na dané lokalitě, telegrafické svorky, rezervní vodivá páska, rezervní pevnostní drát, gripple spojky, spojky na pásku, vysokonapěťový kabel, náhradní vchodové pružiny s držáky. Praktická je rovněž možnost dálkového vypnutí a zapnutí ohradníku prostřednictvím speciální zkoušečky pro ohradníky.

6. Bezpečný provoz pastvin

Všechny velké kopytníky ruší hluk, rychlé pohyby a pohyb větších skupin lidí po pastvině. Na pastvinách je žádoucí chovat se klidně a zajistit takové chování u případných návštěvníků. V případě skupin lidí je potřeba pohybovat se v sevřené kompaktní skupině, jakékoliv roztahování do zástupu zvířata znervózňuje.

K útěkům velkých kopytníků v případě zachování základních pravidel nedochází, jelikož vesměs dobře rozeznávají a respektují elektrický ohradník. Jak koně, tak velcí tuři však bez problému z místa přeskočí i 2 m vysokou překážku, takže ani aklimatizační ohrada, natož elektrický ohradník pro ně nepředstavují nepřekonatelnou bariéru.

Důvody útěků velkých kopytníků dosud zaznamenané v tuzemských pastevních rezervacích zahrnují ve 100 % případů chybu ze strany člověka, zpravidla správce pastviny. První kategorií je ponechání otevřené brány během „rychlé kontroly“ napajedla či lizu. I za malým křovím se dokáže schovat překvapivě velké zvíře, proto je potřeba dbát na bezpodmínečné zavírání bran. Druhou kategorií pochybení je nechtěné vytváření překážek podél ohradníku. Typicky se tak děje např. při vyřezávání dřevin. Hromádka klestí dočasně umístěná u ohradníku vyžaduje u zvířete, které podél něj běží, rychlé rozhodnutí, jak se s překážkou vypořádat. Rozhodne-li se zvíře uskočit nikoliv přes překážku či směrem do pastviny, následný manévr nutně skončí skokem přes ohradník. Je proto nutné vyvarovat se, byť i jen krátkodobého, odkládání nářadí, materiálů a např. zmíněného klestu podél ohradníků. Poslední kategorií je podcenění sociálního stresu u zvířat. Správce pastviny by měl zvířata mít takříkajíc nakoukané, aby byl schopen poznat, že je některé zvíře systematicky šikanováno ostatními. V případě malých pastvin (nižší desítky ha) se mohou šikanovaná zvířata v zoufalství pokusit o útěk. Je proto třeba sledovat u zvířat nejen fyzické zdraví, ale také sociální atmosféru ve stádě a případně zvážit výměnu zvířat. Poslední kategorií jsou konstrukční chyby ohradníků. Pro lidské vnímání neviditelná mezera mezi spodním drátem ohradníku a zemí se může stát bránou k výletům do okolí pastvin. Např. koně umí větší prostor pod dráty podlézt. Již při instalaci ohradníku je proto žádoucí odborný dohled, který podobná místa dokáže na základě zkušeností rozeznat a doporučit způsob jejich opravy. Ve všech případech se jednalo o ojedinělé případy, které nebylo obtížné napravit. Při instalaci ohradníku je proto nutné pečlivě sledovat vzdálenost spodního drátu od země v místech, kde prochází členitým terénem, kde se vyskytují sníženiny. Rovněž není vhodné vést ohradník u paty svahu (například pod strání), kde hrozí nechtěný únik zvířete v případě, že mu na mokrém terénu uklouznou nohy a vlastní vahou sjede pod ohradníkem mimo pastvinu. Ohradník je lépe vést na horní hraně svahu nebo lépe s dostatečným odstupem pod patou svahu.

V případě útěku je zásadní udržet v klidu sebe i zvířata. Stádo koní, není-li zbytečně splašeno nevhodným chováním lidí, je možné relativně jednoduše navést zpět do ohrady. Je potřeba několika lidí, kteří stádo nenahánějí, ale zcela klidně a pomaličku navádějí potřebným směrem. Lze si pomoci i natažením plastové červenobílé výstražné pásky (tzv. mlíka), natažené po dřevinách a jiných objektech, kterou se vytvoří pro zvířata vizuální vodítko směrem k bráně pastviny. Důležité přitom je, že v zamýšlené trase stáda se při jeho navádění zpět nesmí objevit žádný člověk. Citlivý a vytrvalý tlak formou přítomnosti lidí musí být pouze zezadu a mírně ze stran. V případě turů je lepší individuální uspání veterinářem a převezení zpět. Opět přitom platí, že je potřeba zvířata neplašit zbytečným pohybem lidí, jen monitorovat z větší vzdálenosti jejich pohyb a raději delší dobu vyčkat na příjezd veterináře. V případě přímého bezpečnostního ohrožení uniklým zvířetem připouští platná legislativa jeho nouzový odlov.

Tuři jsou z hlediska bezpečnosti vážnějším tématem. Avšak ani koně nelze podceňovat.

Univerzální pravidla bezpečného pobytu na pastvinách lze shrnout do několika bodů:

A. Neplašit, nestresovat (viz výše) – vyvarovat se hluku, rychlého pohybu (pobíhání) a znervózňujících cukavých pohybů (divoká gestikulace, máchání entomologickou síťkou apod.).
B. Být viděn – pohybovat se přednostně otevřenými přehlednými místy, nechodit nikam, kde není dobře vidět a hrozí, že zvířata překvapíme.
C. Vidět – sledovat činnost zvířat a při náznaku projevu zájmu ze strany zvířat rozvážně vyklidit prostor.
D. Komfortní vzdálenost – vysledovat, jaká vzdálenost člověka je pro zvířata komfortní, není problém, zvířata se pasou či věnují jiné činnosti a nevěnují nám příliš pozornost. Komfortní vzdálenost se liší podle druhu zvířat, ale také podle jejich momentálního rozpoložení. Co platí jeden den, nemusí platit další.
E. Pohyb skupin – klidně, viditelně a v kompaktních skupinách.
F. Bezkontaktní přístup ke zvířatům – extrémně důležité! V případě, že nějaké zvíře projevuje zájem, je potřeba mu zabránit odchodem, v případě hříběte i jeho odehnáním. Není nebezpečnějších zvířat než habituovaných na blízkost člověka – proto se jich nikdy nedotýkat, nekrmit apod. Zvířata se stávají nebezpečnými po ztrátě ostychu a respektu před člověkem. Nezbytné je omezení přikrmování a fyzického kontaktu se zvířaty na nezbytné případy (odchyty/transporty, povětrnostní extrémy, například dlouhodobě vysoká sněhová pokrývka apod.). Zvířata mají nejen obecné rysy, ale také individuální povahy a momentální nálady. Proto lze doporučit vstup veřejnosti do pastevních rezervací jen v doprovodu kompetentního průvodce, který dokáže případná rizika předvídat a podrobně zná lokalitu včetně např. nepřehledných míst, kde lze zvířata překvapit. V pastevních rezervacích u nás i jinde, kde se velcí kopytníci vyskytují, např. v Americe či Africe, však existují vždy a všude platná pravidla chování v krajině obývané megafaunou. Prvním pravidlem je být viděn a vidět, neschovávat se a nechodit do nepřehledných míst. Pokud jde o velikost skupin, velké kopytníky vždy děsí velké skupiny lidí. Dostatečná vzdálenost od velkých kopytníků je kolem 100 m, kterou lze kdykoliv zkontrolovat „pravidlem vztyčeného palce“. Pokud si totiž nejsme jisti odhadem této vzdálenosti, lze ji hodnověrně ověřit napřáhnutím ruky k nejbližšímu bokem stojícímu zvířeti. Pokud jej vzhůru vztyčený palec celé zakrývá, jsme více než 100 m vzdáleni, pokud nikoliv, měli bychom se vzdálit.

6.1. Vstup a vjezd do pastvin + průchody pro pěší

Vjezd na pastviny vozidly standardně umožňují kovové uzamykatelné brány. Je vhodné opatřit brány zámky na jeden univerzální klíč a usnadnit tak jejich obsluhu. Zároveň je žádoucí, aby klíče od bran do pastvin měl co možná nejmenší počet osob. Každý držitel klíče by měl podepsat protokol o jeho předání, ideálně také řád uživatele pastvin. Minimální počet klíčů v oběhu je jedinou efektivní ochranou provozovatele pastviny před nepříjemnostmi. V žádném případě nelze doporučit rozdávání klíčů od bran osobám provádějícím občasné samostatné návštěvy bez přítomnosti správce (vědecký výzkum, fotografové apod.) – takovým osobám slouží ke vstupu na pastviny výhradně průchody pro pěší.

Průchody pro pěší, tzv. véčka (Obr. 53), slouží k pohodlnému vstupu personálu, výzkumníků a dalších povolaných osob bez potřeby otevírání bran. Ohradník je také možné zprůchodnit přelezy se schůdky – mohou mít tvar jesliček a lze je opatřit dvířky, kterými lze schůdky uzavřít (Obr. 53). Nejjednodušším opatřením umožňujícím snadné překonání ohradníku je zatlučení nášlapných špalků o vhodné výšce u vnější i vnitřní strany vybraných kůlů tak, aby bylo pomocí nich možné ohradník

překročit. U vysokých ohrad s pletivem lze průchody pro chodce řešit jednoduše zatlučením dvou kůlů cca 35 cm od sebe – kůň ani velký tur se tak úzkou mezerou neprotáhne. Kůly je vhodné spojit v horní části břevnem nebo stáhnout vysokopevnostním drátem, aby kůly nebylo možné roztáhnout od sebe. Konstrukce obou typů průchodů neumožňuje průchod zvířat a snižuje se tak na minimum možnost jejich úniku z důvodu selhání lidského faktoru, např. špatně zavřená či otevřená brána.



Obr. 53. Schůdky pro přelézání elektrického ohradníku – schůdky lze uzavřít dvířky a dát tak návštěvníkům najevo, že rezervace je uzavřena; přelezy jsou ideálním místem pro umístění informačních tabulí. Jak je vidět na obrázku vlevo, rezervace udržované pastvou zubrů a koní stačí obehnat lehkým, téměř neviditelným ohradníkem – zubři, nejsou-li rušeni a lidé chodí jen po značených stezkách, jej bez problému respektují (na 220 ha písečných dun na okraji aglomerace Haarlemu zde žije 24 zubrů a kolem 10 koní). Průchod pro pěší – půdorys písmene V (vpravo) umožňuje projít pouze lidem. Elastická vodivá lanka v pravé části snímku před instalací kovové brány (praktičtější než lanka jsou však kovové pružiny, které mají dlouhou životnost a nelze je snadno odcizit). Vlevo Kraansvlak, NP Zuid-Kennemerland, Nizozemsko, vpravo pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků



Obr. 54. Branka pro pěší (vlevo) – naklonění ven z pastviny zaručuje samovolné zavírání, kolík označený šipkou zabraňuje přílišnému otevření dvířek a jejich převážení do polohy otevřeno. NP Veluwe, Nizozemsko. Takzvané texaské brány jsou rošty položené přes komunikace procházející ohradou – umožňují průjezd vozidel, omezují však pohyb kopytníků, a nenahrazují tedy průchody pro zvěř. Kraansvlak, NP Zuid-Kennemerland, Nizozemsko. © Miloslav Jirků

Průchody pro pěší se zavírají vhodnými dvířky, například na míru uříznutou kari sítí s telegrafickými svorkami místo pantů, fixaci dvířek lze řešit např. pomocí řetízku upevněného ke kůlu telegrafickou svorkou, kterým je možné provléknout visací zámek. Zámky mohou být na klíč, praktičtější však mohou být zámky číselné. Pomocí odlišných kódů pak lze jednoduše odlišit průchody určené např. pouze správci pastviny a ty určené výzkumníkům.

Průchody pro pěší lze umístit kdekoliv, ale jejich umístění je nezbytné promyslet předem a realizovat je současně s budováním ohradníků. Jakýkoliv zásah do již existujícího ohradníku je zbytečným časovým a finančním výdajem. Zároveň je vhodné s průchody šetřit a nedělat jich příliš mnoho. Prodražuje to instalaci ohradníku a znesnadňuje následný servis (podsekávání ohradníku atd.).

Existuje řada dalších možností konstrukce branek. Aby se zabránilo nehodám v podobě zapomenutých otevřených dvířek a následným únikům zvířat, je vhodné konstruovat branky pro pěší tak, aby byly nakloněné ven z ohrady a vlastní vahou se samy zavíraly, jejich přílišnému otevření a převážení do polohy otevřeno lze snadno zamezit zatlučením silného kolíku (viz Obr. 54). Všechny tyto otevíratelné typy branek nejsou odolné vůči vandalismu, lze je zafixovat zapříčením klacku či provázkem, a z definice tedy jejich použití předpokládá disciplinovanou veřejnost. V ČR je proto zatím nelze doporučit.

Alternativou klasických zavíracích bran jsou tzv. texaské brány (Obr. 54). Jde o rošty položené přes cestu protínající ohradu. Kopytníkům mezi mříže sklouzávají kopyta a bojí se na rošt vstoupit. Průjezd vozidel není omezen, psi i lidé rošt bez problému přejdou. Rošty lze vyrobit na jakoukoliv velikost a hmotnost vozidel; rošt musí být stabilně usazen a musí být zajištěn odtok dešťové vody z prostoru pod ním. Zatímco pro turovitá zvířata rošty fungují bezpečně, koně se je mohou naučit překonávat, nebo se při pokusu o jejich překonání zranit.

6.2. Myslivost

Myslivost není v pastevních rezervacích velkých kopytníků vyloučena, ale musí se řídit pravidly. V pasených plochách se nesmí nacházet žádná krmiště (velcí kopytníci je stejně okamžitě zničí). Pakliže se pase rotačně, musí být krmiště, vnadiště a jiná zařízení obsahující krmivo pro zvěř kompletně odstraněna alespoň týden před započetím pastvy. Liz v pastvině být může, ale velcí kopytníci budou značně urychlovat jeho spotřebu. Možné jsou u pastvin přes 100 ha realizovat také společné naháňky na prasata, je ale potřebné o nich s předstihem informovat správce pastviny, aby zvířata zavřel v aklimatizační ohradě. Případně lze podobnou akci realizovat v části pastvin, kde zvířata právě nejsou. Ne každá krajina to však umožňuje a vždy jde o zdravý rozum a schopnost se domluvit. Případný odvoz střelených zvířat by měl probíhat za přítomnosti správce rezervace, není doporučena ani krátkodobá zápůjčka klíčů pro tyto účely.

7. Management stád a populací

Kapitola je specificky zaměřena na zubra evropského, exmoorského koně a zpětně šlechtěného pratura (plemeno tauros – podrobně k výběru vhodných plemen viz kap. 4, 5.5. a 7.1.).

Kulan, jako náhrada za vyhynulého osla evropského, zde řešen není. V polodivokém režimu přírodní pastvy zatím nejsou s kulanem v Evropě žádné zkušenosti, jeho použití v pastevním managementu proto zůstává námětem pro experimentální ověření jeho vhodnosti v budoucnu, a je tedy nad rámec předložené metodiky. V mapové příloze jsou nicméně navrženy vybrané lokality v Panonské oblasti a českém termofytiku, které se nachází v oblastech holocenního výskytu (pozdní neolit) divokého osla a do nichž by bylo vhodné experimenty s kulanem směřovat.

7.1. Volba vhodných druhů velkých spásačů

Všechny tři druhy – kůň, zubr i pratur – se hodí téměř do všech typů suchých nelesních lokalit.

Obecně platí tato jednoduchá pravidla:

A. Nejvhodnější je zpravidla kombinovaná pastva koně a velkého tura – ve vlhkých lokalitách jen pratura, v suchých pratura či zubra.
B. Kůň se hodí k lesní pastvě, má-li zároveň k dispozici rozsáhlejší otevřené plochy, zubr a pratur si vystačí s palouky.
C. Je-li cílem podpořit citlivější dvouděložné a orchideje, je vhodná pastva s převahou koní.
D. Je-li cílem redukce dřevin a expanzivních/invazivních dvouděložných, je zapotřebí též velkých turů.

7.2. Nosná kapacita lokalit – počet zvířat na plochu

Velcí kopytníci mají tendenci se neustále přesouvat z místa na místo, nespásají vegetaci stejnoměrně a nechávají vždy nespasené plošky různé velikosti – právě díky tomuto fenoménu, který nelze technickými opatřeními napodobit, vzniká vlivem přirozené pastvy žádoucí, velmi heterogenní jemnozrnná mozaika. Platí to po celou vegetační sezonu i o frekventovaných místech, kde se mají zvířata tendenci zdržovat během poledního či nočního odpočinku. Z toho vyplývá pravidlo, že stádo, má-li možnost, vždy využívá plochu násobně větší, než by byla potřeba na jejich prosté uživení. U smíšené pastvy koní a turů dochází ke vzájemnému doplňování – co nespasou koně, dopasou tuři a naopak, čehož také využívá řada farmářů.

U koní v situaci, kdy více harémů sdílí jeden pastevní areál, je důležité, aby měl každý harém dostatek prostoru a sousedící harémoví hřebci nebyli neustále puzeni k vzájemným potyčkám. V běžných podmínkách mezických až mírně suchých stanovišť kontinentální Evropy stačí každému harému plocha kolem 50 ha. Podle informací z Britských ostrovů může velký harém exmoorského ponyho (1 hřebec + 15 klisen) využívat prostor o rozloze i 200–300 ha, i když by mu na uživení bohatě stačila třeba čtvrtinová, či dokonce pětinová plocha. V Británii se však ke koním ve vegetační sezoně přidávají ovce a skot, což může velikost domovského okrsku v podmínkách neúživných vřesovišť a rašelinišť markantně ovlivnit. Zkušenosti z francouzské rezervace u obce Thorenc (Reserve Biologique des Monts d'Azur) ukazují, že na ploše 300 ha mohou žít dva větší a jeden menší harém koní a jedna bakalářská skupina (v této francouzské rezervaci jsou chováni koně Převalského, zvířata jsou za 1,9m oborovým pletivem).

Počet velkých kopytníků, kterými je lokalita osidlována při zavádění přírodní pastvy, se musí podřizovat typu vegetace a rozloze souše v dané lokalitě. Jelikož se v režimu přirozené pastvy počet zvířat na dané lokalitě neřídí hospodářským plánem, nýbrž je vždy zcela podřízen managementovým potřebám lokality, neexistují u přirozené pastvy ukazatele jako přepočet dobytčích jednotek na plochu či normovaný stav zvěře, s nimiž operuje zemědělství, resp. myslivost. Díky tomu doporučený poměr plochy na jedno zvíře nelze bez dlouhodobé praxe v lokálních podmínkách předem projektovat.

Na téma poměr počtu zvířat v režimu přirozené pastvy na plochu pastviny v poměrech střední Evropy neexistují publikace. Dostupná literatura je u koní, skotu i zubra vesměs založena na pozorováních z agronomicky obhospodařovaných systémů (kultivované louky, někdy hnojené apod.), resp. obhospodařovaných obor.

Následující rozpis je sestaven na základě dosavadních tuzemských zkušeností, počty zvířat udávají počet jedinců starších 12 měsíců, a neodpovídají tedy VDJ:

A. **Extrémně chudé vysychavé lokality** – psamofylní společenstva a vřesoviště, 15–35 ha/zvíře (Veluwe NP)
B. **Suchá až mezická stanoviště s rozptýlenými dřevinami**, 2,5–10 ha/zvíře dle dispozic a úživnosti (Milovice, Plachta, Podyjí aj.)
C. **Produktivní aluviální louky**, 1–3 ha/zvíře (Kozmické louky, Josefovské louky, Baroch)

Není důvod lpět na přesných poměrech počet/plocha – každá lokalita je jiná a je v pořádku řídit se do značné míry intuicí, samozřejmě za stálého zohledňování výsledků monitoringu. Lepší je začít s menším počtem zvířat a zdá-li se pastva i po druhé vegetační sezoně málo intenzivní, zvýšit počet zvířat, nebo počkat – pastva působí kumulativně.

7.3. Zakládání nových stád a populací

Nové harémy koní se zakládají pomocí klisen různého věku – základ mohou tvořit mladé dvouleté klisny právě opustivší mateřské stádo, které je vhodné doplnit staršími zkušenějšími klisnami ve věku nad pět let. Hřebec by měl být mladý, právě opustivší bakalářskou skupinu, tedy ve věku 5–6 let. Klisny mohou podstatnou část roku přicházet do říje každé tři týdny (21denní cyklus), existuje riziko zabřeznutí v nevhodnou dobu. Při zakládání nových stád je potřeba brát v potaz, že porody hříbat jsou žádoucí na jaře, ideálně v březnu až květnu – vzhledem k 11měsíční březosti koní to znamená, že hřebec by neměl do nového stáda klisen přijít mezi podzimem a dubnem, aby se hříbata nerodila v podzimních a zimních měsících. To je dobré mít na paměti, neboť exmooři jsou nejčastěji dostupní právě na podzim, kdy se dělají v Británii naháňky a třídí se stáda. Pořizujeme-li tedy na podzim kompletní stádo, což je obvyklé, máme dvě možnosti: nechat hřebce přivézt až v dubnu nebo jej držet do dubna mimo stádo klisen.

Cena exmoorských pony se pohybovala v závislosti na věku a stavu v rozmezí 250–700 GBP v roce 2015 až po 1 500–2 500 GBP v roce 2022.

Nová stáda zubrů v polodivokých podmínkách jsou zpravidla zakládána pomocí skupin složených ze čtyř až pěti alespoň 2–3 roky starých krav a jednoho alespoň 2–3 roky starého býka. Praxe však ukazuje, že tak nízké počty zakladatelů jsou pro založení plně funkčního stáda příliš nízké. Zároveň je vhodné počítat s jedním dospělým býkem na každé čtyři samice.

Zubr – založení divoké populace předpokládá sestavení nejlépe 3–4 skupin 1 býk + 4–5 krav. Jen tak lze očekávat rychlý a demograficky příznivý vývoj nově založené populace. Pokud je zakládající skupina nové divoké populace příliš malá, zejména má-li méně než 10 jedinců, trvá zpravidla nižší desítky let, než se nově založená populace začne příznivě demograficky vyvíjet a uspokojivě růst. Samice zubrů jsou v říji pouze jednou ročně, nová stáda proto lze zakládat kdykoliv.

Pokud jde o prognózu vývoje, dobře prosperující populace založené 15–18 zubry čítají po 10 letech 50–100 jedinců, po dalších 5 letech 100–200 a není-li výrazněji redukována odlovem, může po dalších 3 letech, pouhých 17 let od svého založení, překročit 300 kusů (Anisimava et al. 2015).

V současnosti se v Polsku, kde je nejširší genetická základna, a je zde tedy nejvhodnější pořizovat nová zvířata, kalkuluje cena zubra podle klíče: zvíře staré 1 rok = 500 eur + 500 eur za každý další rok zvířete. Zvířaty mladšími než dva roky by se stádo zakládat nemělo, nejsou dostatečně vyspělá. Vhodnější jsou zvířata tříletá, optimální jsou čtyřletá a starší. Není vhodné používat dospělé býky.

U pratura je možné postupovat obdobně jako u zubra, přičemž lze operovat s většími zakládajícími skupinami s více býky. Cena plemene tauros se pohybovala v relacích 2 000–3 000 eur za kus v roce 2015 až po 5 000 eur za kus v roce 2022.

S kulanem, jakožto CITES druhem, se v podstatě neobchoduje, získává se v rámci programu záchranných chovů při EAZA. Postup je většinou takový, že zájemce dostane nejdříve přidělenu malou bakalářskou skupinu mladých hřebců. Teprve když se chovatel i chovné zařízení osvědčí v praxi, řeší se vytvoření chovné skupiny.

7.4. Výběr konkrétních jedinců

Jak zubr a plemeno tauros (pratur), tak kulan a exmoorský pony jsou vzácné či chráněné druhy/plemena. Výběr jedinců pro založení nových stád proto musí vždy probíhat v souladu s doporučeními správce plemenné knihy, který posoudí, jaká zvířata spolu lze kombinovat – nelze tedy svévolně dávat dohromady zvířata dle jejich momentální dostupnosti. Respektování doporučení koordinátora plemenné knihy je jediná cesta, jak předejít příbuzenské plemenitbě a zajistit trvale dobrou kondici stád a kompatibilitu chovných zvířat se stády a populacemi v okolních zemích.

Všichni jedinci zubra, kteří opouštějí Polsko + zubři ze zahraničí, od nichž regionální kanceláře EBCC zajistí vzorky, jsou rutinně genotypizováni (mikrosatelity + SNP). Umožňuje to ověřovat příslušnost jednotlivých zvířat ke genetické linii (nížinná/nížinně-kavkazská), lze zpětně určit paternitu (např. když přijde kráva již březí apod.). Výhodou je i zachycení případných nežádoucích míšenců mezi oběma genetickými liniemi (kteří se klasifikují jako nížinně-kavkazští) a tím zajistit ochranu čistokrevnosti nominotypického poddruhu. K dispozici je i dvoustupňový genetický test na křížence s bizonem americkým.

7.5. Archivace genetického materiálu

Standardní součástí managementu velkých kopytníků je sběr a archivace biologických vzorků ze všech jedinců – u nově dovezených jedinců je dobré odebrat před vypuštěním do rezervace (ještě v nákladním automobilu či transportní bedně) každému zvířeti chomáček chlupů s cibulkami, totéž se týká hříbat a telat, kdykoliv se s nimi poprvé manipuluje.

Vzorky pro genotypizaci zubrů jsou dle možností odebírány od všech zubrů, s nimiž se nějak manipuluje (odchyty, transporty) – v minulosti se jednalo zejména o vzorky krve nebo chlupů s folikuly. Ideální je odběr krve – z něj získáme sérum, které skladujeme zamražené a lze jej v případě potřeby použít k serologickému vyšetření na různé infekce (např. dohledáváme-li retrospektivně zdroj nákazy), tzv. buffy coat fixovaný v absolutním etanolu, a sediment buněk, který, rovněž fixovaný absolutním etanolem, lze použít na diagnostiku krevních parazitů apod. Nejlepší je vyžádat si všechny tyto tři vzorky u dodavatele zvířat, který je může snadno nechat udělat veterinářem v rámci předexportních veterinárních vyšetření. Tím se vyhneme nutnosti se zvířaty znovu manipulovat po příjezdu.

U dospělých zvířat je alternativou odebírat vzorky tkání bezkontaktně. V poslední době se ve stále větší míře přistupuje k bioptickému odběru vzorku kůže a podkoží pomocí 3 ml bioptických střel (TeleDart apod.). Střely lze asi 10× znovu použít (samozřejmě je potřeba je autoklávovat). Použití v terénu je jednoduché: ze střely odpadlé ze zasaženého zvířete opatrně sundáme jehlu a uzavřeme do vzorkovnice/pytlíku. V laboratoři vzorek z jehly vytlačíme kovovým kolíkem k tomu určeným (venting pin – dodáván se soupravou). Pozor, na 10 jehel se dodává jen jeden, je tedy potřeba přiobjednat

vždy dostatek kolíků (à 1,21 eur), aby jich bylo alespoň stejně jako jehel. Při použití jednoho kolíku na více jehel je samozřejmě zcela jistá kontaminace, a tedy faktické znehodnocení vzorku. Vzorek pak umístíme na kousku papíru pod lampu (např. 40 W) na cca 30 min. Vysušený vzorek je pak možné přechovávat v pokojové teplotě.

Skladování: všechny vzorky, kromě zmražených sér, lze skladovat v suchém prostoru při pokojové teplotě.

7.6. Velikost a složení stád

Koně žijí v harémech složených z jednoho, tzv. harémového hřebce, jedné a více klisen a mláďat do dvou let věku. U exmoorského ponyho považují britští manažeři stád za optimální poměr 15 klisen na jednoho hřebce. Mezi koňovitými jde o velmi vysoký počet klisen (kůň Převalského i zebry mívají 1–6 klisen/harém + hříbata), který je částečně dán eliminací nadbytečných mladých hřebců, resp. jejich dočasným umístěním do bakalářských skupin.

Tento systém velkých harémů, dobře fungující i v Milovicích, je nicméně z hlediska pastevního managementu poměrně praktický, protože umožňuje sestavovat různě velké skupiny (harémy), které jsou chovné (zahrnují hřebce) a zároveň mohou být dostatečně velké pro uspokojivé spásání velkých ploch. To vše bez nutnosti potýkat se v jednom pastevním areálu se dvěma konkurujícími si hřebci, což může být zdrojem řady problémů. Jednotlivá stáda obývají rozsáhlá teritoria, která se mnohdy částečně překrývají s teritorii stád sousedních. Domovské okrsky exmoorských pony se podle úživnosti prostředí a velikosti stád pohybují v rozmezí 22–312 ha (2,5–18,3 ha na koně). Domovské okrsky různých stád se běžně částečně překrývají, takže zakládat dva harémy v rámci pastevních areálů by mělo být možné od cca 120–200 ha. V takovém prostoru už by měli dva haréméví hřebci být schopni rozdělit se o klisny a vycházet spolu. Neexistují žádná fixní pravidla, každá lokalita je jiná, různí hřebci spolu vycházejí různě dobře, je potřeba zkoušet, držet se pravidla předběžné opatrnosti, a hlavně stáda během procesu seznamování (hlavně hřebců spolu navzájem) pravidelně sledovat. Každý harém by měl mít k dispozici vlastní aklimatizační ohradu.

Tuři mají zcela jiné sociální uspořádání. Zubři žijí ve skupinách tvořených krávami s telaty do dvou až tří let věku. Velikost skupiny je závislá na prostředí, průměrně 8–13, v některých oblastech 20 zvířat. Velikost a struktura skupin samic s mláďaty se mění, nejde o rodinné skupiny. Skupiny zubrů, které se potkávají, se často spojují a poté se zase rozdělují, přičemž si mnohdy vymění některé členy, především mladé jedince. Většina býků žije samotářsky, část ve dvojicích, v období říje žijí samotářsky prakticky všichni a snaží se připojit ke skupinám samic. Jednotliví alfa býci si v době říje hlídají různé skupiny krav a brání si je před soky.

Pratuři jsou z hlediska sociálního uspořádání podobní zubrům, ochotněji však vytvářejí i velká stáda o vyšších desítkách, někdy i stovkách krav s telaty, k nimž je volně přidruženo více alfa býků, kteří se s nimi v době říje páří, zatímco subordinantní býci se zdržují opodál a čekají na příležitost.

Je patrné, že u zubrů a praturů je na rozdíl od koní dobré počítat s určitou volností, pokud jde o složení a velikost stáda. Zkušenosti ze zahraničních rezervací však ukazují, že pokud rezervaci obývá jen malá skupina zubrů do cca 25 jedinců, drží se většinou všechny samice s mláďaty dlouhodobě v jedné stabilní skupině, bez tendence se rozdělovat.

7.7. Reprodukce

Na rozdíl od většiny konvenčních plemen koní a skotu není u exmoorského ponyho, zubra ani pratura při reprodukci zapotřebí žádná chovatelská či veterinární asistence. U koní, zubra i pratura se samice těsně před porodem vzdalují od stáda, někdy doprovázeny jednou či více spřátelenými samicemi a jejich mláďaty, rodí pak v ústraní mimo stádo a vrací se s ním několik dní až dva týdny po porodu.

U koní přichází první říje na jaře v souvislosti s prodlužováním dne, často v dubnu. První jarní říjí začíná pravidelný 21denní cyklus. Velcí tuři říjí v přírodě zpravidla jednou ročně, zubři od srpna do října, pratuři v srpnu až září. Samice velkých turů však mohou výjimečně přijít do říje i mimo obvyklé období, mláďata se proto někdy rodí i na podzim.

V některých uzavřených chovných rezervacích v Polsku (např. Pszczyna cca 60 km od Ostravy) funguje zajímavý polovolný režim, kdy samice těsně před porodem opouštějí některou z bran rezervaci, aby měly během porodu klid od býků ze stáda. Krávy během porodu voní býkům podobně jako říjné, proto je někdy mohou obtěžovat. Po porodu, který probíhá v okolních lesích, se pak opět některou z bran vrací i se svými družkami do rezervace, kde už se stádem zůstanou.

7.8. Ověření paternity

Standardem je v polodivokých chovech již zmíněné odebírání chomáčku chlupů, příp. jiného genetického materiálu, ze všech mláďat, kdykoliv se s nimi poprvé manipuluje – vhodné je to využít i k označování mláďat, nikdy není jisté, kdy bude mládě opět fyzicky dostupné. Následně by mělo být provedeno rutinní genetické ověření paternity. U mláďat, která byla počata v místě původu (a nemáme tedy vzorek z otce), je potřeba požádat o asistenci manažera populace, z níž matka pochází.

7.9. Oddělování mladých jedinců od mateřského stáda, dospívání

U koní se mláďata obou pohlaví oddělují od mateřských stád kolem druhého roku života a vyhledávají nové skupiny, do nichž se začlení. Mladí hřebci se připojují k mládeneckým, tzv. bakalářským skupinám (viz níže), kde se učí důležitým sociálním dovednostem (komunikace, imponování, boj), které jim později umožní získat a udržet si harém. Mladé klisny se připojují k již existujícím harémům nebo k mladým hřebcům, kteří ještě harém nemají.

V Británii jsou v rámci podzimní naháňky mláďata většinou oddělována od mateřských stád již první podzim svého života (narodí-li se na jaře). Důvodem je, aby již dále nesála mateřské mléko (pokud je matka nechá, což není pravidlem) a nevysilovala tak v zimním období své matky, které v té době mohou být opět březí a souběžné kojení by pro ně mohlo být v zimním období zátěží navíc. Je na uvážení manažera stáda, zda zvolí odchod v prvním či druhém roce – druhá možnost má výhodu prodloužené výchovy, což je u stádních zvířat velmi důležitý faktor. Oddělování mláďat od mateřského stáda ve druhém roce života je přirozenější, proto jej lze doporučit. Manipulace se staršími zvířaty je však o něco náročnější.

V souladu s výše uvedeným by měli být mladí hřebci ve věku dvou let vyjmuti z mateřského stáda a drženi do svého pátého až šestého roku v bakalářské skupině 2–5 (případně více) podobně starých hřebců. Teprve po této formativně velmi důležité periodě mohou být přemístěni na novou lokalitu, kde k nim již lze přidat mladé klisny ve věku od dvou let výše, aby spolu vytvořili nový harém.

Telata zubrů jsou většinou kojena 6–8 měsíců, pokud se samici nenarodí další mládě, mohou sát mateřské mléko déle. S matkou se mláďata zubrů zdržují do dvou až tří let věku. Mladí býci pak žijí

samotářsky nebo vytvářejí bakalářské dvojice, vzácně větší skupinky, v nichž setrvávají nejméně do svých 6 let, kdy teprve mají šanci zapojit se do reprodukce.

7.10. Problematika umístění mladých samců – dospívání v bakalářských skupinách

U většiny velkých kopytníků nebývá při oddělování mladých zvířat od mateřských stád problém se samicemi – zakládají se pomocí nich nové skupiny. Problém naopak u většiny druhů nastává v souvislosti s umístěním mladých samců. Na jednu stranu je nelze volně přidávat k fungujícím stádům jinde, aby nedocházelo ke stresu jich samotných i stád, v jejichž domovském okrsku by se objevili. Na druhou stranu je pro ně extrémně důležité projít si formativním obdobím dospívání mezi vrstevníky (Obr. 60). Z mladých hřebců věku 2 let a býků věku 2–3 let lze v období oddělování od mateřského stáda vytvářet mládenecké, tzv. bakalářské skupiny. V nich se mladí samci naučí sociálním dovednostem, které budou v budoucnu potřebovat pro získání a obhájení samic. Teprve ve věku 5–6 let jsou mladí hřebci i býci připraveni zhostit se role alfa samců (i když pohlavně dospělí mohou být již ve věku opouštění mateřského stáda). Bakalářské skupiny 2–5letých hřebců o velikosti 2–5 jedinců by měly být umisťovány na lokality, v jejichž blízkosti se nenachází jiné lokality udržované přirozenou pastvou koní a ideálně nejsou chováni ani domácí koně. Důvodem je zabránění pokusům o únik s cílem obhlídky stáda či říjných klisen, které cítí na vzdálenost nižších jednotek kilometrů. Tyto skupiny jsou vhodné pro management lokalit příliš malých na to, aby v nich mohl fungovat celý harém. K umístění bakalářských skupin zubrů viz následující oddíl.

7.11. Management stád a populací

Koně mají největší reprodukční potenciál z velkých kopytníků řešených v této studii – jsou schopni navyšovat svou početnost o 20 % ročně, což zhruba odpovídá zdvojnásobení populace každé 4 roky. Zkušenosti z USA ukazují, že není-li regulována velkými predátory, lze populaci koní udržet na stabilní úrovni v případě, že je z ní každoročně odchytem/odlovem odstraněno alespoň 50 % mláďat. Tomu by mělo být uzpůsobeno tempo odebírání mladých koní pro účely zakládání nových harémů a bakalářských skupin na jiných lokalitách.

Býci zubrů se do reprodukce zapojují ve věku 6–12 let. Samci starší 12 let již zpravidla nejsou schopni konkurovat mladším býkům a klesá u nich i produkce spermií. Samice zubrů obvykle dospívají ve třetím roce života, první mládě rodí zubří krávy ve třetím (20 % prvorodiček), čtvrtém (43,5 %) až pátém či šestém (36,5 %) roce a jsou plodné až do konce svého života, tj. do 18–20 let.

Do dostatečně velkých rezervací (ideálně nad 200 ha) obývaných reprodukčně aktivním stádem krav s telaty a jedním alfa býkem je proto vhodné doplnit bakalářskou skupinu dvou či více se stádem nepříbuzných mladých býků (vzájemně tito mladí býci příbuzní být mohou) ve věku 2–3 let, tedy hned poté, co opustili mateřské stádo. Tito mladí býci pak mají za úkol čekat na svou příležitost a časem nahradit alfa býka, jakmile ho z alfa pozice některý z nich sesadí. Dominantní býk bývá u zubrů nahrazen mladším každých cca 5 let, nejpozději však ve svých 12–13 letech, kdy poklesne jeho reprodukční a fyzická zdatnost. Odpovídá to přirozenému cyklu obměny alfa býků v přírodě, zabraňuje příbuzenské plemenitbě a do značné míry řeší i problém umístění a výchovy mladých pre-reprodukčních býků. Na rozdíl od lokalit malých (nižší stovky hektarů) lze u velkých lokalit s rozlohou ve vyšších stovkách hektarů počítat nejen s větším počtem skupin krav s telaty, ale také s relativně vyšším počtem býků. Vejde se do nich více alfa býků, jejichž počet by měl přibližně odpovídat počtu skupin samic s telaty, ale také více hierarchicky níže postavených býků (bakalářů), kteří zde mají dostatek prostoru odejít v případě potřeby do ústraní, resp. mimo zorné pole alfa býků (zejména se





Obr. 60. Ve druhém až třetím roce života hřebečků se dospívající mladíci stávají terčem stále tvrdší výchovy ze strany harémového hřebce, jejich otce (nahoře). V bakalářských skupinách se hřebci formou her učí soubojům, které v budoucnu uplatní při snaze získat harém od dominantního hřebce (dole). © Vojtěch Lukáš (nahoře) © Kateřina Šandlová (dole)

to týká období říje). U velkých stád a divokých populací se v případě zubra osvědčuje poměr pohlaví 1 : 2 až 1 : 4 ve prospěch samic.

U zpětně šlechtěných praturů je důležité oddělování dorůstajících býků zhruba kolem druhého roku života. V opačném případě dospívající býci svádějí souboje s alfa býkem, díky svému většímu počtu se mohou postupně střídat, což vede k vyčerpání dominantního býka. Jejich delší setrvání ve stádě je možné, jsou-li přítomni alespoň dva a více alfa býků (Obr. 61). V opačném případě by byl výsledkem neustálý neklid ve stádě provázený opakujícími se potyčkami mezi býky.

Při financování pastevních rezervací z pastevních dotací a zápisu pastvin do systému LPIS je třeba při managementu stád pečlivě sledovat, jak se odsuny a přísuny zvířat promítnou do celkového počtu tzv. VDJ. Tedy zda po odvozu mladých či neperspektivních zvířat (zakládání bakalářských skupin, vyřazování zvířat s nevhodným exteriérem neodpovídajícím požadavkům daného plemene, vyřazování zvířat chronicky nemocných nebo příliš agresivních či konfliktních) nedojde k poklesu celkového počtu jedinců pod minimální počet zvířat na plochu stanovený podmínkami LPIS. Na druhou stranu je také třeba sledovat, zda přírůstek po narození mláďat nepřekročí maximální počet zvířat na plochu stanovený LPIS.

7.12. Regulace stád a populací

Jak již bylo uvedeno, je-li u koní záměrem udržení početně stabilní populace, je potřeba každoročně odebrat množství zvířat odpovídající 50 % v daném roce narozených hříbat. S regulací stád koní souvisí pravidelná naháňka, kdy jsou celé harémy sháněny do corralů, z nichž jsou postupně po jednom vypouštěni skrze uličku s posuvnými dveřmi, v níž jsou podrobováni případným



Obr. 61. Souboje srovnatelně zdatných býků zpětně šlechtěných praturů jsou přirozenou součástí etologie stáda. Negativně na skupinu působí situace, kdy jeden zdatnější alfa samec musí vzdorovat tlaku několika dorůstajících býčků. © Aleš Gola

odběrům krve, prohlídkám apod. Právě při této příležitosti by měli být ze stáda odebíráni mladí jedinci ve věku 2, maximálně 3 let. Odchod od stáda ve 2 letech odpovídá přirozenému načasování u divokých koní a v rámci předložené metodiky jej doporučujeme. V Británii se naháňky tradičně odehrávají na podzim, odebírána jsou ovšem daný rok narozená, většinou ještě kojená, hříbata. Jedním z důvodů je, aby před zimou a v zimě kojením nevysilovala matky, které již mohou být opět březí. Tento tradiční postup však připravuje hříbata o období dospívání v mateřském stádě, během kterého se učí všem sociálním dovednostem, neboť u divokých koní mladí jedinci od svého stáda odcházejí až ve dvou letech. Výhodou podzimního oddělování tohoročních klisen je, že nejsou pohlavně zralé a nehrozí, že po přesunu do nového stáda zabřeznou v krajně nevhodném podzimním termínu. Problém ovšem nastává, přesunují-li se do nového stáda dospělé klisny, které zrovna nejsou březí. To je ovšem situace, kdy je zpravidla v rámci podzimní naháňky sestavováno nové stádo i s hřebcem. V případě vytváření nových stád koní na podzim je proto nutné držet hřebce do dubna mimo klisny. Podobný problém může nastat, sestavujeme-li nové harémy přirozenější cestou, tedy z dvouletých klisen, které svůj druhý podzim teoreticky již pohlavně dospělé být mohou. Tento problém lze elegantně obejít posunutím naháňky do jarních měsíců, kdy je možné od stád odebrané dvouleté klisny (v jejich třetím jaru) rovnou spojit s hřebcem.

Dalším aspektem regulace stád koní je, že někteří mladí koně neprojdou hodnocením plemenářské komise, nejsou zapsáni do plemenné knihy a musejí být z chovu zcela vyřazeni.

Velcí tuři sice mohou mít tempo populačního růstu pomalejší než koně, avšak u mladých rozvíjejících se populací může dojít ke zdvojnásobení už za 5 let. U prosperující populace zubrů nemá ani každoroční odlov 11 % zvířat negativní vliv na její růst (Krasińska a Krasiński, 2010). Regulace se zpravidla provádí odlovem starých post-reprodukčních býků ve věku přes 12 let, zvířat ve špatné kondici, zvířat zraněných apod., většinou tedy jedinců, jejichž ztráta neovlivní reprodukční potenciál populace. Pokud není důvodem přesídlení na novou lokalitu, hendikep či nemoc, je regulace odlovem samic krajně nevhodná, neboť narušuje sociální strukturu stád. U praturů nejsou ukazatele pro stanovení ročních odlovů dostupné, lze však očekávat obdobné nebo o něco vyšší procento než u zubrů.

U menších stád turů je odvoz zvířat možné provádět po uspání zvířete uspávací střelou. U větších stád turů je vhodné vybudovat odchytové manipulační zařízení, které umožní bezpečné oddělování mláďat a manipulaci se zvířaty (odběry krve) a také bezpečné, několikatýdenní oddělení zvířat určených k transportu od stáda po dobu karantény apod.

7.13. Výživa

Zvířata v polodivokých a divokých chovech nejsou z definice přikrmována. Výjimkou jsou situace bezprostředně ohrožující zdraví a život zvířat, např. v případě dlouhotrvající sněhové pokrývky nad 20 cm v případě koňovitých, resp. 40–50 cm v případě velkých turů, a zvířata v karanténě. V takových případech je podáváno pouze seno vhodného složení, pokud možno místního původu.



Obr. 62. Velcí kopytníci jsou schopni sami nalézt ložiska minerálně bohatých půd. Zde koně nalezli a výrazně rozšířili liz původně zřejmě vytvořený divokými prasaty. Umělý liz je i tak vhodné zvířatům poskytnout. Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

Vegetace v ČR obecně je pro nenáročné druhy/plemena, která jsou předmětem této práce, nutričně dostatečně hodnotná a s výživou velkých kopytníků v polodivokých chovech není důvod předpokládat v tomto směru problémy. V rezervacích je navíc vegetace zpravidla výrazně pestřejšího a přirozenějšího složení než na konvenčních pastvinách a zvířata nemají problém upravovat si příjem potravy podle momentálních potřeb. Doporučeným doplňkem stravy je však **minerální liz**, zvířata nemají možnost volného pohybu po krajině a nemohou hledat ložiska minerálně bohatých půd, proto je důležité zajistit jim zdroj minerálů přímo na pastvině. Jak ukazují první tuzemské zkušenosti z Milovic, koně i skot jsou v přírodě schopni najít si přirozené minerální lizy a svou činností je udržovat (Obr. 62), přesto rádi a pravidelně navštěvují lizy umělé. Vzhledem k obecnému nedostatku mědi ve středoevropské krajině lze doporučit lizy s přídavkem Cu (většinou vyráběné v kombinaci se selenem).

Problémy se stravou bývají někdy u koní na konvenčních pastvinách s nepřirozeným složením vegetace – zejména to platí u travních porostů hnojených dusíkatými hnojivy nebo monokultur některých rostlin –, typicky pro koně problémový je jetel plazivý, který ovšem primitivní plemena koní při dostatečné nabídce travin nespásají. Na konvenčních pastvinách se u mnoha plemen koní vyskytuje schvácení kopyt, onemocnění zvané laminitida (laminitis). Jde o problém často diskutovaný, proto je mu věnována pozornost v kapitole 8.5.3.

Od konce léta si velcí kopytníci při každé příležitosti přilepšují požíráním energeticky bohaté stravy – v našich podmínkách hlavně planými jablky, hruškami a peckovinami (mirabelka/myrobalán), stejně jako plody keřů (Obr. 63), hlavně hlohů a růží. Zejména přežvýkavci, tedy i velcí tuři, rádi konzumují ovoce stromů a keřů i z důvodu fermentace obsažených cukrů v bachoru, což jim způsobuje příjemné změněné stavy vědomí mírné intenzity. Konzumace ovoce tak u turů působí velmi pozitivně nejen na jejich fyzický stav (nabírání tukových zásob), ale také na psychiku. Přirozené vykrmování zvířat před zimou je v pastevních rezervacích vhodné podpořit také ochranou stávajících dubů, případně výsadbou nových z lokálního materiálu. Žaludy představují pro tury i koně důležitý zdroj energie před dlouhou zimou. Vytvoření tukových zásob na zimu je nezbytné – zvířatům by v žádném případě neměla být na podzim vidět žebra, ani by jim neměly příliš vystupovat pánevní kosti – pokud působí



Obr. 63. Divoké a plané ovoce je důležitým zdrojem vitaminů – od konce léta si velcí spásači rádi přilepšují rynglemi (nahoře) a planými jablky, na podzim a v zimě z trnitých větví zručně obírají šípky a hložinky. Zvířata mají plodonosné dřeviny detailně zmapované a denně navštěvují jednotlivé stromy, aby posbírala, co opadalo. Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

zvíře vyhuble nebo se třese, aby se zahřálo, není něco v pořádku. Pozor, u zubra to neplatí zcela! Oproti skotu má zubr v dobré kondici přirozeně velmi výrazné, vystupující pánevní kosti a odhad výživného stavu zubrů proto vyžaduje určitou praktickou zkušenost.

U přírodních druhů a primitivních plemen velkých kopytníků jsou otravy planými rostlinami vzácné – zvířata je zpravidla poznají, jedovatost je často doprovázena nechutností rostliny, takže ji zvířata nežerou. V rámci tuzemských zkušeností je dobrým příkladem např. čičorka pestrá. Tato rostlina je prudce jedovatá pro monogastrické herbivory (např. koňovité), avšak netoxická pro přežvýkavce. V Milovicích, kde se vyskytuje zcela běžně, ji koně zjevně bezpečně rozeznávají od jiných bobovitých, které někdy spásají, a nechávají ji nedotčenou. Jiným příkladem je kapradina hasivka orličí, která běžně roste v polských lesích obývaných zubry. Rovněž v tomto případě zvířata problematickou rostlinu rozpoznávají a k otravám nedochází (koně v zimě oddenky hasivky rádi vyhrabávají a žerou).

7.14. Umělé přikrmování

Vzhledem k filozofii přirozené pastvy je přikrmování velkých kopytníků nevhodné a priori. Vede ke změnám potravního i sociálního chování – zvířatům se mění jídelníček a je jasné, že se to musí projevit i ve vlivu na lokalitu – např. odmítáním méně preferovaných druhů rostlin nebo naopak nadměrnou pastvou a okusem v okolí příkrmišť, což může mít dopad na lokalitu jako celek. Jsou zde i důvody týkající se zvířat samotných, navíc přímo související s jejich zdravím. Velmi výmluvné jsou výsledky výzkumu chování zubrů v Polsku. Radwan et al. (2010) prokázali, že zvýšené koncentrace zvířat, ve větších populacích až na nepřirozené hodnoty, mají vliv nejen na okolní lesní porosty a vede (nejen) u zubrů k sociálnímu stresu, ale navíc dochází k vyšší intenzitě infekcí parazity a jinými potenciálními patogeny. Stejná studie zároveň jednoznačně potvrdila, že hlavním faktorem zvyšujícím hustotu populace zubrů v zimním období je intenzita krmení. Ukázalo se tak, že tradiční strategie podpory divoké populace zubrů formou krmných stanic vede k rychlému šíření nové infekce (v tomto případě invazní, pro zubry vysoce patogenní hlísticí – viz níže) a nárůstu její intenzity. Lze samozřejmě předpokládat, že z důvodu dlouhodobé kontaminace výkaly (v nichž se vylučují vajíčka obsahující larvy) a v kombinaci s přirozeně usedlým chováním zubra, navíc umocněným zimním přikrmováním, bude situace epizootologicky nejrizikovější v okolí stálých krmelců. Vzhledem k běžnému výskytu u jelenů evropských, jelenů sika a jejich kříženců, kteří jsou rezervoárem řady patogenů, a na rozdíl od zubra se těší relativně propojené populaci napříč celou Evropou, je případný negativní dopad přikrmování na zdravotní stav chovů či populací zubrů i jiných kopytníků nasnadě. Jak je vidět, zimní přikrmování může snadno narušit přirozenou závislost míry přenosu parazita na hustotě hostitelské populace: bez ohledu na velikost území využívaného populací se všechna zvířata v zimě shromáždí na malých plochách, na nichž mají zajištěn spolehlivý zdroj potravy. Studie Radwana et al. (2010) jasně ukázala, že management (nejen) zubřích populací by měl být zaměřen na preventivní snižování výskytu parazitů, v případě zubra zejména *A. sidemi*. Málo intenzivní zimní přikrmování rozptýlené na různých místech by mělo vést k větší mobilitě stád, větší rozloze zimních domovských okrsků a následně nižším intenzitám infekcí. Tam, kde je to možné, lze na základě zkušeností z Polska jako mírné zimní přikrmování doporučit frekvenci 1–2krát týdně. Vůbec nejlepší by samozřejmě bylo nepřikrmovat vůbec.

Je potřeba mít vždy na zřeteli, že přikrmování vnáší mezi zvířata řevnivost a způsobuje sociální stres. I dobře sehraná stáda se mění v agresí kypící skupinu, když se na jednom místě objeví nutričně zajímavá potrava. Jakékoliv přikrmování je proto potřeba provádět tak, aby si zdroj nemohlo monopolizovat jedno zvíře nebo malá skupinka dominantních jedinců. To znamená, krmivo by mělo

být rozptýleno v prostoru, nikoliv na jedné hromadě nebo v krmelci. Není vůbec na škodu, když zvířata musí podávanou potravu hledat.

7.15. Manipulace se zvířaty

S polodivokým chovem zvířat na velkých plochách jsou spojeny ztížené podmínky kontroly a manipulace se stády i jednotlivými zvířaty. Součástí každého pastevního areálu je aklimatizační ohrada, kde zvířata tráví první měsíc (karanténa) po dovozu odjinud. V aklimatizační ohradě mají zvířata k dispozici napajedlo, minerální liz, přístřešek (pokud je součástí pastevního areálu) a poté co aklimatizační ohradu vypasou, také seno (pro představu – 14 exmoorských pony vypase v zimě 2 ha neudržované plochy s velkým množstvím stařiny během tří týdnů). Aklimatizační ohradu pak považují za bezpečné útočiště, kam se uchylují, když je něco zneklidňuje (např. nadměrný hluk z koncertu či závodů v okolí apod.), a kde pravidelně navštěvují minerální liz, na suchých lokalitách sem chodí i kvůli napajedlu. Zejména koně rádi využívají přístřešek v létě, neboť umožňuje celému stádu trávit denní odpočinek pospolu v jednom stínu, což jim solitérní dřeviny na stepích neumožňují. Takto navyklé stádo lze v případě potřeby v aklimatizační ohradě uzavřít. Nově přibyvší zvířata si zvyknou ohradu využívat spolu se svým novým stádem, není třeba učit každého nového jedince zvlášť. V blízkosti, příp. uvnitř aklimatizační ohrady, je vhodné ponechat místo na postavení skládacího či trvalého corralu pro naháňky a odchyt.



Obr. 64. Boční pohled do popsaného odchytového zařízení. Chovná rezervace Žubrowisko, Pszczyna, Polsko. © Miloslav Jirků

7.16. Odchyt a transport velkých turů

V Česku je zatím nejčastější sedace zubrů a praturů uspáváním, manuální nakládání odpovídajícím počtem osob do transportní bedny či nákladního prostoru. Zvířata do tří let věku (včetně) je možné přepravovat bez beden, u zvířat starších 18 měsíců může být vhodné rozdělit nákladní prostor, který musí být vybaven přepážkami, aby bylo možné zvířata oddělit po jednom.

V Polsku jsou zubři odchytáváni bez imobilizace v ohradě, do níž chodí na minerální liz. Část ohrady může sloužit jako odchytové zařízení (Obr. 64). Tato odchytová ohrádka je zvenčí uzavíratelná posuvnými dveřmi a má rozměry cca 8 × 4,5 m a vede k ní asi 12 m dlouhý koridor, který se postupně zužuje z cca 10 m šířky až po 4,5 m, což je šířka vlastní odlovny. Zdi koridoru i odchytové ohrádky jsou 2,5 m vysoké, zbudované z prken o tloušťce minimálně 4 cm, bez mezer mezi nimi – uzavřený zubr tedy nevidí ven. Na ohrádku navazují dva odchytové boxy 4,0 m dlouhé, 70–80 cm široké. Boxy jsou na obou koncích uzavíratelné posuvnými dveřmi a asi ve výšce pasu mají v bočních stěnách lícující otvory, kterými je možné v případě potřeby prostrčit trám, který uzavřenému zvířeti znemožní pohyb dopředu a dozadu. Při odchytu se využívá přirozené zvědavosti zubrů zvyklých na člověka. Po nalákání zvoleného zvířete do odchytové ohrádky je uzavřen východ do přístupového koridoru, resp. hlavní ohrady. Malý prostor zvíře brzy vypase a je snadné jej pak na návnadu nalákat do úzkého odchytového boxu, k jehož konci je již přistavena transportní bedna s návnadou. Jako návnada se používá voda, obiloviny, mrkev atd. Zvíře je v bedně uzavřeno a připraveno k transportu.

Transportní bedny mají na obou koncích vzhůru výsuvné dveře a jsou vybaveny korýtkem k napájení a krmení uzavřených zvířat. Při transportu musí být zvířata orientována hlavou nebo bokem ke směru jízdy. Bez napájení a krmení je možné zubry transportovat maximálně 8 hodin. Velikost transportní bedny se řídí velikostí zvířete. Šířka má být taková, aby na každé straně zůstávalo několik centimetrů mezi rohem a stěnou a zároveň zvíře nemohlo otočit hlavu dozadu. Výška bedny má být alespoň o 30 cm vyšší než kohoutková výška zvířete.

8. Animal welfare a veterinární aspekty

8.1. Základní doporučení při kontaktu s velkými zvířaty

Respekt. Nemají-li zvířata s lidmi spojenu výrazně negativní zkušenost a cítí-li se bezpečně, člověka respektují, tedy ignorují ho a nechají jej přiblížit se překvapivě blízko. To je ideální stav. Pakliže se stádo pohybuje směrem k člověku, měl by se mu obloukem klidnou chůzí vyhnout a nechat zvířatům volný průchod – jde o jejich domovský okrsek, což je potřeba respektovat. Zdá-li se, že přítomnost člověka zvířata znervózňuje, osvědčuje se směřovat pohled mimo stádo a předstírat nezájem.

Neustálá pozornost. I po několika hodinách strávených se stádem, kdy se zdá, že zvířata člověka ignorují, se stává, že je lidská přítomnost začne znenadání rušit. To mohou naznačit např. sebevědomým vytlačením ze stezky, v horším případě kopnutím či trknutím. Lidé se v blízkosti velkých zvířat musí mít neustále na pozoru a podvědomě registrovat chování všech jedinců v okolí – kopnutí s vážnými následky je otázkou okamžiku. Těsnému kontaktu se zvířaty je vhodné předcházet. Při pohybu v lokalitě s velkými zvířaty by měl mít člověk neustále přehled o tom, kde se nachází a kam se stáhne v případě rizikové situace – tedy kde má odstavené auto, kde je nejbližší strom nebo průchod pro zvěř.

Ohlásit se. V polodivokém režimu jsou zvířata habituovaná (přivyklá) na přítomnost lidí. To neznamená, že jsou ochočená, ale že panicky neutíkají, kdykoliv se k nim člověk přiblíží. Při výzkumu habituovaných skupin zvířat v divoké přírodě je důležité dát o sobě vědět, nejlépe dříve, než si zvířata příchozího všimnou nebo než s nimi naváže vizuální kontakt. Často se tak děje pomocí jednoho konkrétního zvukového signálu, který neznamená nic jiného, než „to jsem já, znáte mě, nic vám nehrozí“. Podobně je to u zvířat polodivokých. Ke zvířatům je potřeba přibližovat se viditelně, zvolna, neběhat, nedělat prudké pohyby, jít relativně halasně, aby o člověku z dálky věděla a nelekla se. Jen

tak lze vzbudit předvídatelné reakce. Naopak opatrné, tiché přibližování se schováváním se za keři a podobně vzbuzuje u zvířat nedůvěru až strach (tak se chovají predátoři a lovci). Záleží na rozpoložení a okolnostech – vyplašená zvířata zpravidla utečou, někdy však stádo v jednom šiku, příp. jen vůdčí jedinci, vyrazí proti domnělému nebezpečí. Zpravidla jde jen o zastrašování bez úmyslu skutečně napadnout.

Mluvte se zvířaty – vytvořte si vzájemnou důvěru. Jakkoliv to může znít podivně, je vhodné, aby manažer stád na zvířata mluvil. Zvyknou si na jeho hlas, spojí si ho s bezpečím, nebudou před ním utíkat, nechají ho přiblížit, i když jiné lidi přiblížit nenechají. To je velmi důležité v situacích, kdy je potřeba ke stádu přivést veterináře atp. Zvířata známou osobu zjevně rozpoznají už zdálky i bez mluvení, ale klidný hlas nic nezkazí.

Adekvátní komunikace. Některá zvířata, zvláště pokud byla dříve v lidské péči, mohou mít tendenci s člověkem navazovat kontakt. I u dříve ochočených zvířat v polodivokém chovu dochází k rychlému zdivočování (kráva uniklá do volnosti je během dvou týdnů zcela divoké, plaché a ostražité zvíře). I tak ale může docházet ke spontánním projevům náklonnosti – někteří koně se přichází pozdravit, přičemž obvykle k člověku natáhnou hlavu – stačí nastavit hřbet ruky, kterého se dotknou čenichem. Dál si jde každý svou cestou. Některá zvířata tak činí pravidelně, jiná sporadicky. Má to pouze funkci sdělení „ano jsem to já, víme o sobě“. Je důležité reagovat adekvátně a nezacházet dále, nepokoušet se zvíře hladit apod. Pokud zvíře spontánně kontakt nevyhledá, je důležité se o něj v žádném případě nepokoušet.

Předvídavost. Po stavebních či rekonstrukčních pracích je vhodné prohledat okolí detektorem kovů, neboť po dělnících často zůstávají na zemi hřebíky a jiné nebezpečné předměty. Zvíře s hřebíkem zaraženým do kopyta je třeba uspat – cizí předměty je těžké z kopyt vyjmout a samy nevyjdou.

8.2. Animal welfare

Klasifikace zvířat: V současnosti jsou v praxi Krajskou veterinární správou (KVS) zvířata pro polodivoké chovy (zubr, divoký kůň i zpětně šlechtěný pratur) klasifikována jako hospodářská zvířata (v některých chovech jsou však stále vedena jako zvířata vyžadující zvláštní péči). Zároveň je pro turovitá zvířata Státní veterinární správou (SVS) udělena výjimka ze zdravotních zkoušek, což zabraňuje zbytečným zásahům do polodivokých stád kvůli odběrům. Vzhledem k výjimce ze zdravotních zkoušek není možné maso turů využít ke konzumaci. Zvířata vyžadující zvláštní péči podle nové vyhlášky č. 451/2021 Sb., § 3 odst. 3 písm. e) jsou z řádu sudokopytníci (*Artiodactyla*) všechny druhy, s výjimkou druhů označovaných nebo evidovaných podle plemenářského zákona, zvířat chovaných jako zvěř v zajetí podle zákona o myslivosti, lamy krotké (*Lama glama*) a lamy alpaky (*Vicugna pacos*). Plemenářský zákon za označované nebo evidované považuje mj. *Bos taurus*, rod *Bison*. Při označování divoce a polodivoce žijících turů je však třeba respektovat jejich specifika i závazná pravidla chovu pro ČR (viz Příloha č. 3).

Turovitá zvířata mají v rámci pastevních rezervací výjimku z označování klasickými ušními známkami (dle českého výkladu se týká praturů i zubrů) a mohou být označena podkožními čipy nebo čipovou ušní známkou. Klasické ušní známky nejen narušují vizuální vzhled zvířat, ale především se u turů v polodivokém režimu rychle vytrhávají a ztrácejí, což by v případě jejich použití vyžadovalo časté uspávání a přeznačování zvířat. Znamenalo by to pro zvířata stres i zdravotní rizika plynoucí z opakovaného uspávání a další manipulace. Tato úprava je relativně nová, při založení pastevní rezervace Milovice byli velcí tuři (pratur, zubr) vedeni jako chov zvířat vyžadujících zvláštní péči a

povinnost označení neměla. Do budoucna je nezbytný konsenzus na způsobu označování zvířat a jeho kontrol u zvířat v polodivokém, příp. divokém režimu chovu. Pro polodivoké chovy by byl optimální režim, jaký je zaveden ve většině zoologických zahrad i zahraničních pastevních rezervací, kdy se zvířata označují při odchodu a příchodu a v rámci rutinního provozu nejsou z důvodu kontrol uspávána či odchytávána. Zároveň není vhodné provádět plošné kontroly označení zvířat. Plošné kontroly fakticky znamenají nutnost uspat postupně všechna zvířata ve stádě. To na základě praktických zkušeností z tuzemských pastevních rezervací znamená logisticky a finančně vyčerpávající proces trvající několik měsíců. Plošné kontroly zvířat znamenají opakovanou přítomnost řady lidí (provozovatel rezervace, chovatelský dohled, veterinární lékař, inspektoři), stojí u početnějších stád stovky tisíc korun (cca 10 000 Kč/zvíře) a vedou k neúměrnému stresu zvířat. I jinak klidní a vyrovnaní pratuři ještě několik měsíců po kontrole, resp. s ní spojené manipulaci, panicky prchají, jakmile zahlédnou osobu, která se kontroly účastnila. Takové chování je rizikové pro další management stád, znemožňuje rutinní kontroly zvířat, odchyty, transporty apod. Vzhledem k nové evropské legislativě AHR (Animal Health Regulation) regulující označování a manipulaci se zvířaty je třeba v České republice přijmout takové prováděcí předpisy, které umožní nejen chovy ustájených zvířat, ale také polodivoké, celoroční chovy s minimem lidských intervencí.

Z hlediska řešení akutních situací může být relevantní možnost utratit zvíře v místě pastviny: „Pokud je přežívání nemocného, vyčerpaného nebo zraněného zvířete spojeno s jeho nepřiměřeným utrpením, provede se jeho porážka nebo utracení na místě, kde k nemoci, vyčerpání nebo zranění zvířete došlo, a to za podmínek stanovených zvláštním právním předpisem.“ (§ 5b odst. 1 zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání).

Za dodržení zákonů vztahujících se k přepravě zvířat vždy zodpovídá dopravce, proto zde nejsou řešeny.

8.2.1. Celoroční pastva venku, bez ustájení

Celoroční pastva skotu i koní bez ustájení je možná, ale jen za určitých podmínek. Zákon přímo specifikuje, že „je možné jejich trvalé umístění v zimním období pouze ve výbězích nebo na pastvinách, pokud byla takto chovaná zvířata na tento způsob chovu v daných klimatických podmínkách již dostatečně navykána a takový způsob chovu jim nepůsobí utrpení...“ (§ 1c písm. c) vyhlášky č. 208/2004 Sb., o minimálních standardech pro ochranu hospodářských zvířat). Důležitý je tedy zejména výběr vhodného otužilého plemene na základě této metodiky (viz kap. 3.2.). Pro účely polodivokého chovu v podmínkách ČR lze ze skotu doporučit plemeno tauros, z koní jednoznačně v tuzemských podmínkách ověřené plemeno exmoorský pony. Chovatel je povinen uspokojit potřeby zvířat v příjmu potravy a vody, zabezpečit jejich prohlídku odborně způsobilou osobou schopnou rozpoznat příznaky zhoršeného zdravotního stavu, zabezpečit zvířata proti jejich úniku a umožnit jim odpočinek.

Zákon hovoří o tom, že „hospodářským zvířatům, která nejsou chována v budovách, se poskytuje přiměřená ochrana před nepříznivými povětrnostními podmínkami, predátory a riziky ohrožujícími jejich zdraví“ (§ 12a odst. 4 zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání), ovšem za podmínky, že jsou zvířata na tento způsob chovu dostatečně navykána a takový způsob chovu jim nečiní utrpení. Pokud jsou tedy zvířata chovaná celoročně venku v dobré výživné kondici a bez zdravotních potíží, není povinností chovatele skotu jim na pastvinách zřizovat přístřešky a ani

v případě koní, kde to ještě nedávno legislativa vyžadovala. Požadavek na přístřešek se týká pouze lokalit, kde není dostatek vhodných přírodních úkrytů.

Dále je chovatel povinen s ohledem na druh chovaného hospodářského zvířete, stupeň jeho vývoje, adaptaci a domestikaci zajistit zvířeti podmínky odpovídající jeho fyziologickým a etologickým potřebám v souladu se získanými zkušenostmi a vědeckými poznatky. Plemeno tauros (jako i jiný skot), zubr i exmoorský pony patří mezi druhy/plemena s velmi dobrými termoregulačními schopnostmi a chlad jim v zásadě nevadí, samozřejmě při možnosti ochrany v závětří. I chovatelé, kteří umožňují v zimním období skotu vstup do stáje, se setkávají s tím, že zvířata raději pobývají venku. Chov ve stádech, který koncept přírodní pastvy a priori předpokládá, zaručuje také splnění etologických potřeb zvířat a všechny podmínky by tak z hlediska welfare měly být splněny.

Celoroční chov skotu a koní venku, a to i v zimním období (u skotu obecně i bez přístřešku), je legální, pokud jsou zajištěny základní životní potřeby zvířat (krmivo, nezamrzající zdroj vody a závětří). Zvířata musí být v dobré výživné kondici a nesmí u nich být pozorovány zdravotní problémy.

Zvláštním ustanovením v rámci minima na ochranu koní je, že koně je „od narození třeba přivykat na přítomnost člověka“. Je otázka, co se tím myslí. Pokud stačí, že koně člověka tolerují ve své blízkosti, neměl by být problém tento požadavek splnit, protože koně v polodivokých chovech s člověkem do kontaktu nutně přichází a habituují se.

8.2.2. Teploty a povětrnostní podmínky

Zejména v zimě jsou největším problémem vítr, vlhkost a nízké teploty. U dospělých koní primitivních plemen dochází ke zvýšeným ztrátám energie vlivem zimy až při hlubších mrazech, u hříbat do půl roku již kolem bodu mrazu. Díky velkému objemu a menšímu povrchu jsou velcí kopytníci působením vnějších teplot ochlazováni jen málo. Platí to zejména o robustních druzích/plemenech, mezi které patří např. exmoorský pony. Malá hříbata snášejí chlad mnohem hůře než dospělci a při zdravotních problémech rychle ztrácejí na váze a snadno prochladnou. Přesto hříbata exmoorských koní v tuzemských podmínkách bez problémů zvládají zimní porody s nočními teplotami hluboko pod bodem mrazu.

Spíše než nízká teplota je pro pohodu velkých kopytníků důležitá vlhkost, zejména v kombinaci s prouděním vzduchu. Ani s tím však nemají doporučované druhy/plemena problém, je-li lokalita dostatečně členitá, příp. je-li k dispozici přístřešek.

V podmínkách Šumavy bylo v praxi ověřeno, že koně a skot dovezení v prosinci z Nizozemska, kde v úrovni moře panovaly mírné teploty kolem bodu mrazu, bez nejmenších problémů zvládli rychlý (cca 1,5 dne) přesun do teplot kolem −15 °C ve výšce přes 900 m n. m.

Pro bezproblémové přečkání zimního období je nejdůležitější dobrý výživný stav zvířat a tepelná izolace tukem i kvalitní srstí. Všichni tři velcí kopytníci – zubr, pratur (tauros) i exmoorský pony – mají velmi kvalitní zimní srst a při dobrém výživném stavu tedy i nejlepší předpoklady pro úspěšné přečkání zimního období v našich podmínkách. Zásadní je z hlediska odolávání nízkým teplotám údržba srsti. Slepená a zcuchaná srst dostatečně neizoluje. Zvířata v polodivokém chovu péči člověka o jejich srst v žádném případě nepotřebují, zajistí si ji sama, a to prachovými či sněhovými koupelemi nebo válením v suché trávě.

Obecně lze shrnout, že velcí kopytníci vydrží bez problémů i velmi nízké teploty, ale dělá jim problém přehřátí. To je potřeba za všech okolností zohledňovat – zvířata musí mít kdykoliv k dispozici stinná místa, skot se v teplých dnech rád koupe, a jezírko či vodní tok je tedy velmi vhodnou komponentou každé rezervace udržované přírodní pastvou. Při teplotách kolem 30 °C by neměla být zvířata fyzicky namáhána ani jinak stresována. Odchyty zvířat je nutné plánovat do chladnějších částí roku.

8.2.3. Vnitrodruhové a mezidruhové interakce

Zubr, kůň i skot jsou velmi sociální stádní zvířata. Uvnitř sehraných stád se vyskytují jak pozitivní sociální interakce mezi spřátelenými jedinci, tak negativní interakce, zpravidla provázené výraznými hlasovými projevy a vzájemným kopáním zadníma nohama (u koní). Vztahy mezi členy stáda bývají velmi pevné, trvající celý život. Ve velkých rezervacích umožňujících soužití několika harémů může docházet k výměnám klisen mezi harémy i soubojům mezi hřebci. Jde o přirozené chování, které není třeba regulovat. Rovněž do složení již vytvořených stád je nejlepší nezasahovat, aby nebyla narušena jeho soudržnost, zvířata byla spokojená a plnohodnotně plnila svou ekologickou funkci. Výjimkou jsou přesuny odrostlých mláďat, která je naopak nezbytně nutné z mateřského stáda v určitém věku včas odebrat (zpravidla ve dvou letech, hřebečci i později v závislosti na tolerantnosti harémového hřebce, který je většinou i jejich otcem). Mladá zvířata je nutné přesunout na lokalitu novou a umožnit jim integraci do nového stáda nebo z nich vytvořit stádo zcela nové. Tyto přesuny jsou u zubra, pratura (tauros) i exmoorského ponyho určovány nebo alespoň korigovány koordinátorem plemenné knihy a/nebo záchranného chovu daného druhu/plemene. Zohledňována je zejména genealogie jedince, aby u těchto vesměs vzácných druhů/plemen s omezenou genetickou základnou nedocházelo k příbuzenské plemenitbě.

V souvislosti s vnitrodruhovými interakcemi je potřeba zmínit také interakce mezi různými stády koní či velkých turů obývajících sousední či prostorově blízké pastviny. Říjná samice je pro samce velmi atraktivní, je schopen ji vycítit i na několik kilometrů a může mít potřebu jít ověřit její dostupnost. V takovém případě hrozí, že se samec pokusí z pastviny utéct. Je proto lepší, když se v blízkém okolí nepasou jiná stáda téhož druhu. Pokud tomu tak je, měli by o sobě chovatelé vzájemně vědět a v případě potřeby spolupracovat. Pokud je záměr udržovat přirozenou pastvou dvě blízké lokality, je vždy lepší je vzájemně propojit, aby spolu mohla stáda komunikovat v rámci jednoho pastevního areálu, než aby měla potřebu činit tak překonáváním ohradníku.

Na různých místech Evropy je dlouhodobě ověřeno bezproblémové soužití zubra i plemene tauros s exmoorským ponym (i jinými plemeny koní), ale také s běžnou spárkatou zvěří (jelen, srnec, daněk, prase divoké). V některých rezervacích (např. Kraansvlak v Nizozemsku) se zubři přes elektrický ohradník setkávají se skotem, v Bělorusku, Litvě, Polsku, Rusku a na Ukrajině se zubři setkávají s domácím skotem i ve volné přírodě. K projevům agrese mezi nimi nedochází, solitérní býci zubrů se někdy dokonce pasou společně s krávami skotu. V ČR a v Nizozemsku byl vyzkoušen polodivoký chov zubra a pratura (tauros) na téže uzavřené pastvině, aniž by jejich stáda odděloval elektrický ohradník. V rámci předběžné opatrnosti lze doporučit zubra v polodivokých podmínkách chovat s praturem jen u rezervací o rozloze nad 200 ha, menší osidlovat vždy jen jedním druhem velkých turů.

8.2.4. Bezpečnost návštěvníků a zvířat

Jak ukazují dosavadní zkušenosti, s polodivokým chovem velkých kopytníků jsou většinou spojené problémy nikoliv technického, nýbrž humánního charakteru. Velká zvířata jsou atraktivní a lákají množství návštěvníků, které není možné individuálně korigovat. Je rozumné nepodceňovat osvětu a

informovanost a nepřeceňovat rozum návštěvníků. Ohrady je vždy potřeba opatřit dostatečným množstvím varovných cedulek doplněných patřičnými piktogramy: „Nekrmit“ (přeškrtnutý symbol krmení v červeném kruhu), „Nebezpečné zvíře“ (vykřičník v červeném trojúhelníku), příp. „Elektrický ohradník“ (blesk ve žlutém trojúhelníku). V případě cedulky Nekrmit je důležité zvolit výmluvnou symboliku. Přeškrtnutá ruka vztahující se k hlavě koně nestačí, protože lidé většinou chápou, že tuři a koně nemohou přijímat lidské potraviny, ale ani vzdělaní a dobře situovaní zástupci střední třídy však nechápou, že zvířatům nesmí dávat vůbec nic, tedy ani potravu, o níž všichni vědí, že ji domestikovaní kopytníci mají rádi, např. jablko, mrkev či suché pečivo nebo trávu. Kromě toho, že krmení vážně ohrožuje zdraví a život zvířat, je opatrnost na místě i s ohledem na bezpečí návštěvníků. Veřejnost zatím není na soužití s velkými zvířaty zvyklá a neukáznění návštěvníci k sobě neváhají lákat zvířata na pamlsky třeba za účelem pořízení selfie apod. Lákání na pamlsky odstraňuje respekt před člověkem a původně plachá zvířata se nebojí k člověku přiblížit, což může vést k nebezpečným situacím. Masové krmení cizích zvířat je do značné míry specifický český fenomén (stejně jako velké množství majitelů psů), zahraniční kolegové nám tedy zkušenostmi nepomohou a musíme se s ním vypořádat sami. V tuto chvíli se jeví jako jedno z možných řešení informační tabule ukazující odstrašující fotografie kolikou stižených koní v křečích, ruptur střev a dalších patologických stavů, které mohou nevhodné potraviny zapříčinit.

Příklad upozornění na informačních tabulích na přístupových cestách:

POZOR

Zvířata, která se zde pasou, nejsou ochočená a mohou reagovat nepředvídatelně.

Prosíme, v zájmu svém i zvířat dodržujte tato jednoduchá pravidla:

- Zvířata nevyrušujte a nechoďte za nimi, udržujte si odstup alespoň 100 metrů.
- Přiblíží-li se zvířata sama, uvolněte jim cestu a nechte je projít, neustále přitom sledujte řeč jejich těl – např. kůň natáčející se zády se může chystat kopnout.
- V žádném případě zvířata ničím nekrmte – platí i pro veškeré ovoce, zeleninu, pečivo a trávu!
- Hlídejte si psy – zvířata se umí bránit, psa považují za vlka a mohou jej v sebeobraně vážně zranit či zabít.

Jsou-li tato jednoduchá pravidla dodržována, nepředstavují návštěvníci pro rezervaci riziko. Základní pohyb návštěvníků je bez problémů možný po okružní stezce vedoucí kolem pastviny po vnějším obvodu ohradníku. Zároveň tato forma umožňuje veřejnosti vidět atraktivní zvířata z bezprostřední blízkosti. Kopytníci se brzy naučí, že lidé zůstávají za okrajem rezervace, nemusí se jich bát a přicházejí k nim do bezprostřední blízkosti několika metrů. Uvnitř rezervace je pohyb návštěvníků možný se zaškoleným průvodcem. Nicméně kvůli nutnosti dodržování bezpečného odstupu návštěvníci vidí zvířata z větší vzdálenosti než z okružní stezky. Exkurze s průvodcem uvnitř rezervací tak slouží spíše k možnosti ukázat veřejnosti jednotlivé aspekty pastevních rezervací (stezky, prachová koupaliště, vzácné druhy květin) než k prohlídce samotných zvířat.

Z důvodu osvěty je důležité dělat přednášky pro děti i dospělé a pořádat do rezervací exkurze. Lidem je tak vysvětlen účel pastvy a její pozitivní dopady na přírodu a návštěvníci se zároveň učí, jak se v blízkosti velkých zvířat chovat.

8.2.5. Predátoři

Do Česka se po dlouhé době vrací velké šelmy. Rys nepředstavuje pro velké kopytníky žádné nebezpečí, rozšíření medvěda není pravděpodobné, vlk je schopen lovit hříbata i dospělé koně a mláďata velkých turů. Dospělí tuři, není-li příliš hluboký sníh a jsou-li v dobré kondici, se vlkům ubrání. Je pravděpodobné, že v budoucnu bude místy k interakcím velkých kopytníků s vlky pravidelně docházet. I v pastevní rezervaci Milovice byl výskyt vlka epizodně zaznamenán. Vzhledem ke všeobecné hojnosti spárkaté zvěře je však otázkou, do jaké míry budou vlci ochotní riskovat lov účinně obranyschopné kořisti. Koně se brání kolektivně, v britské domovině bez problému zvládají občasná napadání skupinami toulavých psů, někdy v případě ohrožení dovedně využívají přítomnost lépe vyzbrojeného skotu, do jehož stád se schovávají. S interakcemi velkých polodivokých kopytníků s vlky je nicméně potřeba reálně počítat. Zkušenosti ze Španělska a USA ukazují, že ferální koně zvládají díky 20% ročnímu růstu (= zdvojnásobení populace každé 4 roky) poměrně intenzivní predační tlak a jejich populace zůstávají na stabilní úrovni, i když ztráty odpovídají polovině narozených mláďat. Ve Španělsku bylo navíc prokázáno, že vlci upřednostňují lov ferálních koní oproti hlídaným domácím zvířatům, což zcela zásadně omezuje konflikty vlků s lidmi, potažmo umožňuje hojný výskyt a toleranci vlků ze strany hospodářů i v poměrně intenzivně pastevecky využívaných oblastech. Prosperující stáda/populace koní proto teoreticky mohou významně podpořit návrat vlků u nás. Zde je potřeba zdůraznit, že mají-li koně prosperovat i v oblastech s výskytem vlků, je nutné počítat s velkoplošnými pastevními areály v řádu stovek a tisíců hektarů, aby nedocházelo k úniku koní ve snaze najít bezpečnější místo.

8.3. Založení chovu – formální kroky

Povinnost registrace zvířat: Velcí tuři, tj. skot, tedy i zpětně šlechtěný pratur, zubr, ale i koně a osli, tedy i exmoorský pony a kulan, podléhají povinnosti registrace v Ústřední evidenci (**ÚE**) zvířat – tu zajišťuje Českomoravská společnost chovatelů, a.s. (ČMSCH, www.cmsch.cz) u turovitých zvířat a Ústřední evidence koní (ÚEK, www.uek.cz) u koňovitých. Povinnost platí již od jednoho zvířete.

Postup při zakládání chovu

Založení chovu se řeší paralelně s ÚE a KVS, jde-li o kulana, pak se zároveň s Českou inspekcí životního prostředí řeší CITES (viz níže).

A) Registrace do Ústřední evidence

Vyplnění registračního lístku a jeho zaslání do **ÚE** – na základě registračního lístku bude chovateli přiděleno tzv. číslo provozovny (hospodářství) a zasláno potvrzení o registraci a formuláře týkající se daného druhu zvířat. Zároveň je třeba požádat na Ministerstvu zemědělství, Oddělení živočišných komodit a ústřední evidence zvířat, o výjimku z označování turovitých zvířat ušní známkou a možnost jejich značení mikročipem. I bez této výjimky lze zvířata označovat ušní čipovou známkou, která není téměř viditelná.

i) chovatel se může registrovat jako: fyzická osoba,
ii) fyzická osoba – podnikatel v zemědělství,

iii) právnická osoba.

V případě kulana je třeba specifický postup (viz níže kulan – CITES)

B) Evidence chovatele

Každý chovatel evidovaných zvířat je povinen zaevidovat u pověřené osoby dle plemenářského zákona sebe jako chovatele a místo, kde jsou evidovaná zvířata chována, a to i na přechodnou dobu, jako je hospodářství. Tato povinnost se nevztahuje na chov zvířat v zoologických zahradách. Chovatelem je každý, kdo zvíře nebo zvířata vlastní nebo drží, anebo je pověřen se o ně starat, ať již za úplatu nebo bezúplatně, a to i na přechodnou dobu. Je důležité vše od začátku konzultovat s KVS, aby nedošlo k opomenutí povinných očkování/vyšetření ještě v místě původu; každopádně, u koní se ze zákona předpokládá, že zvířata byla nejpozději 7 dní před dovozem očkována proti chřipce koní (influenza) a že byla s negativním výsledkem vyšetřena na infekční anémii koní (vyšetření ne starší než 24 měsíců). U pratura a zubra bývá postupováno stejně jako u skotu. KVS může stanovit další požadavky – odvíjí se od země původu zvířat, případně konkrétního regionu v ČR, momentální situace atd.

C) Import zvířat

Po přidělení čísla provozovny od ÚE lze realizovat **import** nebo dovoz zvířat z ČR a zvířata přesunout do rezervace. Datum přesunu zvířat musí být vyšší (pozdější) než datum registrace provozovny.

Koně lze dovézt pouze s **průkazem koně** (passport) a očipované. Pratuři a zubři musí být označeni podkožním čipem (pro chov je třeba vyžádat si v tomto případě výjimku od MZe) nebo ušní čipovou známkou a mít **průvodní list skotu**. Klasické ušní známky jsou pro zubry i pratury nežádoucí (u zvířat chovaných celoživotně ve venkovních podmínkách a často v křovinatém prostředí dochází k opakovaným ztrátám a vytrhávání známek o vegetaci a tím k porušování jejich welfare – viz Příloha č. 3). Bohužel legislativa některých zemí EU se v tomto liší od ČR a například u zubrů většina států průvodní listy skotu nevydává. Importér se pak může dostávat do problémů s českými orgány. Také tuto eventualitu by měly řešit národní prováděcí předpisy pro legislativu AHR.

D) Registrace zvířat na ÚE

Zvířata je nutné ihned po dovozu registrovat na ÚE.

E) Karanténa

Od okamžiku příjezdu by mělo být importované zvíře 4 týdny v aklimatizační ohradě. Pokud jsou s odstupem několika měsíců dovezena další zvířata z oblasti se stejnou veterinární situací (např. hřebec z UK přijede po třech měsících za klisnami z UK), v karanténě už být nemusí. Totéž se týká zvířat přesunovaných v rámci krajů u nás.

F) Změna podmínek chovu

Pokud dojde ke změně podmínek povolení k chovu, za nichž bylo povolení uděleno, je chovatel povinen bez zbytečného odkladu, nejpozději do 30 dnů, tuto změnu oznámit na KVS.

CITES – kulan

Druh osel asijský *Equus hemionus* je se všemi poddruhy v Úmluvě CITES řazen v příloze II, výjimkou jsou poddruhy *E. h. hemionus* (džigetaj) a *E. h. khur* (khur), které jsou v příloze I. Předmětný poddruh kulan *E. h. kulan* je tedy v příloze II. Avšak dle nařízení Rady (ES) č. 338/97 jsou všechny poddruhy druhu *Equus hemionus* v příloze A.

Shrnutí postupu při pořizování kulana – CITES

1. V případě plánovaného dovozu je nejprve potřeba získat originál vývozního povolení (permit CITES) z vyvážejícího státu, vydaného výkonným orgánem CITES daného státu (management authority) – seznam viz https://cites.org/eng/cms/index.php/component/cp.

2. Po získání originálu či skenu vývozního permitu je potřeba zažádat na MŽP o dovozní permit – podmínky k vydání stanoví příslušní pracovníci MŽP.

3. Jakmile je k dispozici originál dovozního permitu, může ze strany ČIŽP proběhnout dovoz. Veterinární stránka se řeší zvlášť skrze SVAS a v podstatě by měla odpovídat koním.

4. Při dovozu se na celnici kontroluje originál vývozního permitu, který putuje se zvířetem/zvířaty a originál dovozního permitu, který předkládá příjemce zvířat na celnici.

5. Chov: vlastník kulana/ů musí požádat registrační úřad o vydání dokladu o registraci (registrační list), a to do 30 dnů od nabytí, nebo od dovozu – viz § 23 odst. 5 z. č. 100/2004 Sb. ve znění pozdějších předpisů – jinak bude sankcionován. Registrační list však není dokladem o původu. Ty vydávají příslušné KÚ.

6. Pokud chovatel vlastní více než jeden exemplář/druh, musí vést knihu záznamu o chovu v souladu s § 15 vyhlášky č. 210/2010 Sb.

7. Pokud je záměr se zvířaty nakládat komerčně, je potřeba vést i knihu o obchodu.

8. Celnicí orazítkovaný dovozní permit slouží jako doklad o původu zvířat, který je potřeba předložit v případě kontroly. Obecně jsou zvířata při neprokázání původu zabavena.

9. Na základě dovozního permitu může majitel požádat o vydání výjimky ke komerčnímu nakládání s jedincem/jedinci na příslušném KÚ dle trvalého bydliště či sídla firmy – viz čl. 8 odst. 1 nařízení Rady (ES) č. 338/97.

10. Jsou-li kulani dovezeni z jiného státu EU, tedy ne ze třetích zemí, jedná se o tzv. vnitrounijní obchod, takže odpadají body 1) až 4). V takovém případě je nutné požadovat po prodejci předání originálu (tzv. žlutého papíru), tj. Potvrzení ke komerčnímu nakládání, které slouží jako doklad o původu.

8.4. Nakládání s kadávery

Nerozhodla-li Státní veterinární správa z nákazových důvodů jinak, může chovatel sám na vlastním pozemku neškodně odstranit kadáver koně v zájmovém chovu. Pozor! Neplatí pro přežvýkavce, tedy pratura a zubra. Ti musí být zlikvidováni v kafilerii, stejně jako kadáver koně chovaného jako hospodářské zvíře.

Neškodným odstraněním se v tomto případě rozumí zahrabání na místě vhodném z hlediska ochrany zdraví lidí a zvířat a ochrany životního prostředí, a to do hloubky nejméně 80 cm s použitím dezinfekčních prostředků. Kadáver koně v zájmovém chovu může chovatel neškodně odstranit sám na vlastním pozemku jen se souhlasem krajské veterinární správy a za podmínek jí stanovených; chovatel je dále povinen místo zahrabání kadáveru koně označit způsobem stanoveným prováděcím právním předpisem a toto označení zachovávat po dobu 10 let. Obecně by však bylo vhodné část kadáverů, které jsou nedílnou součástí koloběhu živin, ponechávat na místě (viz kap. 2.5.).

8.5. Veterinární aspekty

Veškerá nově příchozí zvířata by měla být držena alespoň po nezbytně krátkou dobu v karanténní ohradě o vhodné rozloze (viz kap. 4.6., Oh-1). V případě importu nových zvířat na lokalitu již obydlenou stádem stejného druhu je potřeba intenzivní dohled po celou dobu karantény a v případě pokusů zvířat dostat se k sobě jim to umožnit otevřením aklimatizační ohrady, aby nedošlo k jejich zranění např. zamotáním se do pletiva a/nebo poškození oplocení.

Všechna zvířata přicházejí na nové pastviny s patřičnými dokumenty, vyšetřeními a vakcinacemi. V případě koní se obecně u přesunů mezi kraji provádí vyšetření na infekční anémii koní, případně očkování proti chřipce, někdy se přistupuje k odčervení. V rámci následného provozu pastevních rezervací pak již další povinná očkování a vyšetření nejsou.

Kolem rezervací je vhodné zajistit určitou pufrační zónu – umisťovat pastevní areály tak, aby byly alespoň několik set metrů, lépe kilometrů od nejbližší pastviny s týmž druhem zvířete (skot, kůň) – jde vesměs o vzácná zvířata, která jsou pod dohledem a v dobré kondici, což se o některých soukromých chovech říct nedá. Toto pravidlo by měly dodržovat především orgány ochrany přírody a nepovolovat v bezprostřední blízkosti rezervací velkých kopytníků hospodářské pastviny. Porušení této zásady by mohlo vést ke zhoršení bezpečnosti (úniky zvířat), v krajním případě i nutnosti zrušení pastevní rezervace. Nepovolování pastvin hospodářských zvířat v blízkosti pastvin velkých kopytníků se týká i malých přežvýkavců (ovce, kozy) vzhledem k negativnímu vlivu používání veterinární chemie u malých přežvýkavců (viz kap. 8.6.).

Aktuální metodika kontroly zdraví zvířat pro chovatele je k dispozici zde:

http://eagri.cz/public/web/svs/portal/ (pozn. Je potřeba každoročně aktualizovat.)

Chov jakéhokoliv divokého zvířete by měl zahrnovat pravidelnou kontrolu zdravotního stavu – základní kondice. U zvířat v polodivokém režimu se automaticky předpokládá minimum veterinárních intervencí. V praxi to znamená, že zvířata sice jsou pravidelně kontrolována veterinářem a pravidelně monitorována parazitologicky, nejsou však pravidelně odčervována a nejsou preventivně očkována, nevyžaduje-li to legislativa apod.

Člověk, který nejčastěji přichází do styku se zvířaty, by měl být schopen rozeznat zvíře v dobré a špatné kondici – dobrým indikátorem je srst. Zvířata v polodivokém chovu lidskou péči o jejich srst v žádném případě nepotřebují, zajistí si ji sami prachovými, písečnými či sněhovými koupelemi, nebo válením v suché trávě (písečná a prachová koupaliště jsou ale nenahraditelná). Slepená, zcuchaná či matná srst může naznačovat zhoršení zdravotního stavu. Pokud některé zvíře působí tak, že s ním něco není v pořádku, mělo by být neprodleně posouzeno veterinářem a mělo by být zváženo i jeho

odstranění ze stáda. Dobrá reakce na podezření z nemoci je zavřít okamžitě podezřelé zvíře v aklimatizační ohradě.

Lze však doporučit vedení tzv. deníku léčiv a zaznamenávat jednotně i jakákoliv další veterinární opatření, a to bez ohledu na kategorii zvířete (hospodářské, zvěř atd.). V případě polodivokých zvířat to nebude obnášet téměř žádnou práci navíc a znalost veterinárních zákroků se bude vždy hodit.

8.5.1. Zubr

Obecné aspekty. Zubři jsou značně citliví na slintavku a kulhavku a v uzavřeném chovu může onemocnění do 10 dnů zabít všechna zvířata (relativně často se u zubrů vyskytuje v NP Biesczady). Občas se vyskytnou průjmy, většinou se jedná o salmonelu, někdy je důvodem kvalita vody či potrava, zejména seno a žaludy – jde však vždy o přechodnou záležitost, typickou pro uzavřené chovy spíše faremního typu, nikoliv polodivoké podmínky. Odlučnost rohů, vyskytující se u zubrů v některých zoo, se u polodivokých a divokých zpravidla nevyskytuje.

Povinná očkování: nejsou.

Doporučená očkování: nejsou.

Povinná vyšetření: Výjimka ze zdravotních zkoušek udělená SVS.

Doporučená vyšetření: nejlépe je podrobovat pravidelně zvířata z odlovů kompletnímu patologickému ohledání.

Importy ze zahraničí (provádí se v zemi původu): jako u skotu (pratura); navíc opakované parazitologické vyšetření pro vyloučení fasciolózy není povinné, pokud však je cílová lokalita jaterních motolic (*Fasciola*, *Fascioloides*) prostá, je vhodné zamezit jejich importu se zubry. Před importem zvířat lze doporučit vyšetření na brucellózu, bovinní tuberkulózu, leukózu, bluetongue – je vhodné konzultovat s KVS, v případě VVP s vojenskými veterináři.

Doporučení: **Doporučený je chov nížinné (lowland) linie** – viz následující odstavec.

Specifika veterinární problematiky zubrů

Inbreeding. Velké riziko pro zubry představují problémy související s příbuzenskou plemenitbou v rámci existujících populací (Tokarska et al. 2011). Vysoký stupeň inbreedingu nejenže významně snižuje genetickou variabilitu v rámci druhu, ale i druhově nespecifickou imunitu vůči chorobám a podporuje vznik různých anatomických a fyziologických anomálií (Koubek et al. 2002). Příbuzenská plemenitba může kromě toho významně snižovat i celkovou zdatnost potomstva. Protože se zubr při pohybu ve volné přírodě může dostávat do blízkosti stád domácího skotu, představují vzhledem k blízké příbuznosti obou druhů pro zubra riziko i virová onemocnění skotu, především slintavka a kulhavka, ale i bakteriální onemocnění, především tuberkulóza a nejrůznější parazitózy (Krasiński et al. 1999).

Lokální olysání srsti. Specifický fenoménem objevující se v některých stádech – sporadicky, avšak pravidelně, většinou jen u jednoho kusu ročně. Nebyla prokázána souvislost s ektoparazity, bakteriální infekcí ani jiným agens. Lysiny zcela ztrácející srst mívají různý rozsah, často se jedná o okrsky velikosti přibližně lidské ruky s nataženými prsty (Obr. 65). Jedná se o přechodnou záležitost,

která po dvou až třech měsících spontánně odezní, žádná medikace se neosvědčila, proto se neprovádí.

Bluetongue. V posledních letech se u přežvýkavců, včetně zubrů, v Evropě objevuje nemoc modrého jazyka neboli katarální horečka (Bluetongue). Jedná se o virové onemocnění přenášené pakomárci rodu *Culicoides*, kteří sají krev na obratlovcích. Přenos je možný pouze prostřednictvím pakomárců, kontaktem mezi zvířaty nikoliv. Na rozdíl od skotu se onemocnění u zubrů klinicky neprojevuje zmodráním jazyka a chovy je vhodné průběžně monitorovat. Doporučuje se vyžádat si vyšetření zvířat před importem, příp. preventivní vakcinace.

Invazní hlístice *Ashworthius sidemi*. V polské i běloruské Bělověži byla kolem přelomu tisíciletí populace zubrů masivně invadována krev sající hlísticí *A. sidemi*, typicky parazitující na východoasijské vysoké zvěři, zejména jelenovi sika (*Cervus nippon*), s nímž byla zřejmě do Evropy zavlečena. V běloruské části Bělověžského lesa byla *A. sidemi* poprvé zjištěna r. 1999, v polské části r. 2000 a dále se šířila. S její vzrůstající četností klesal výskyt jiných gastrointestinálních hlístic dříve u zubrů běžně nalézaných. Od roku 2004 byla napadena téměř všechna vyšetřená zvířata. V porovnání s obdobím před jejím objevením v Polsku (2000) již r. 2009 *A. sidemi* o řád převyšovala všechny původní druhy hlístic intenzitou infekcí. *Ashworthius sidemi* se v Polsku šířila velmi rychle, ve vzorku z let 2005–2009 byli kromě dvou infikováni všichni ze 110 vyšetřených zubrů. Navíc od r. 2005 prevalence a intenzita infekcí signifikantně rostla. Infekce *A. sidemi* vedou k výrazným patologickým změnám, jako jsou otoky, překrvení a výtoky postihující sliznice žaludku (slez) a dvanáctníku. Nejvýraznější jsou projevy onemocnění u silně infikovaných telat, u nichž mohou způsobovat chronické průjmy, které vedou k celkovému zhoršení zdravotního stavu, až ke smrti. *Ashworthius sidemi* je výrazně větší než všechny původní zástupci hlístic a je jediným krev sajícím druhem, navíc zejména u mláďat výrazně patogenním. Je proto žádoucí shromáždit o jejím výskytu (a parazitofauně zubrů obecně) co nejvíce dostupných informací za účelem sdílení zkušeností se všemi subjekty zapojenými do chovu a managementu zubra. Současné šíření *A. sidemi* v Evropě v podstatě splňuje kritéria pro označení „emerging infectious disease“, a měla by tomu být věnována odpovídající pozornost.

Balanoposthitis. Kromě výskytu cyst v nadvarlatech zubřích býků patří mezi problematické aspekty zdraví zubrů zejména doposud neuspokojivě vysvětlené záněty penisu a předkožky (posthitis), provázené nekrózou postižených tkání a ztrátou nebo snížením životaschopnosti spermií, postihující každoročně v Bělověži 5–10 % býků (Gill 2002, Lehnen et al. 2006). Od r. 1970 bylo z důvodu výskytu posthitis z chovu vyřazeno na sto býků různého stáří (Gill 1999). Dosud nebyla prokázána přímá souvislost posthitis s mírou inbreedingu ani konkrétním patogenem, ale zdá se, že jsou za ni zodpovědné environmentální a endemické faktory, protože postižena jsou pouze zvířata žijící v Bělověži nebo odtud pocházející (Krasińska a Krasiński 2010). Balanoposthitis prokazatelně nesouvisí s infekcí BoHV1, bovinním herpesvirem, který byl v minulosti podezříván. V současnosti je snaha potvrdit/vyvrátit význam krev sajících členovců jako vektorů. V posledních asi deseti letech množství postižených zubrů v Bělověži klesá, zřejmě vlivem cílené eliminace nemocných býků.

Paraziti zubrů. Spektrum parazitů zahrnuje taxony běžné u paseného skotu, např. střevní kokcidie rodu *Eimeria*, střevní hlístice rodu *Trichuris* a strongylidi či plicní hlístice *Dictyocaulus viviparus*. Mohou se vyskytovat běžné tasemnice rodu *Moniezia*, jaterní motolice *Fasciola hepatica* (vhodné zamezit import se zubry!), a zejména invazní hlístice *Ashworthius sidemi* (viz výše). Kromě *A. sidemi*

jsou uváděny závažnější problémy u silných infekcí strongylidní hlístice *Ostertagia ostertagi*, někdy je jim přisuzován dokonce úhyn zubrů (Kemp Y., Kraansvlak, osobní komunikace). Je-li vyloženě nezbytné odčervovat, velmi dobré zkušenosti jsou s albendazolem. Dávkování 7,5–10 g/kg, bez problému (průjmu) bylo i dávkování 12 g/kg. Ivermectin se v Polsku u zubrů opakovaně neosvědčil a nepoužívá se. Léčiva se podávají spolu se zrnem a plevami. U zubrů se mohou vyskytnout střečci – i zubři zřejmě mohou střečkovat.

Pozn. Odčervování divokých zubrů je obecně odmítáno jako zcela zbytečné, a to i v případě motolice jaterní (*F. hepatica*), která není u zubra vnímána jako patogen. Vzhledem k patogenitě *F. hepatica* pro jelenovité a jejímu dosud jen lokálnímu výskytu v ČR je vhodné zubry před importem vyšetřit.

8.5.2. Pratur

Pozn. Totožné s masným skotem.

Povinná očkování: nejsou (mohou však být vyhlášena SVS/KVS – např. katarální horečka ovcí).

Doporučená očkování: nejsou.

Povinná vyšetření: Výjimka ze zdravotních zkoušek udělená SVS – obecně zdravotní zkoušky u hospodářského skotu zahrnují IBR – 1× ročně, všechny kusy skotu v ČR (běží ozdravný program, který brzy skončí); jako státní zakázka se povinně vyšetřují zmetalky (krávy které potratily); leukóza – 1× ročně, všechny chovy, ale jen určité % zvířat; brucelóza – viz leukóza; tuberkulinace – některé chovy a jen % stáda; býčí nákaza *Trichomonas foetus* – noví býci před připuštěním ke stádu, provádí se výplašky předkožkového vaku, je potřeba býka fixovat ve fixační kleci (plemenní býci 1× ročně).

Doporučená vyšetření: paratuberkulóza a BVD – ani jedno není povinné, ale občas je vhodné prověřit.

Doporučení: zacházet s praturem jako s masnými plemeny skotu, provádět naháňky a odběry v únoru–březnu, kdy ještě bývá zmrzlá země – lepší a čistší manipulace. Pratur (podobně jako zubr) však vyžaduje masivnější manipulační zařízení než běžně používané přenosné ohrádky.

Importy ze zahraničí (provádí se v zemi původu).

Paraziti: viz zubr.

8.5.3. Koňovití

Povinná očkování: nejsou.

Doporučená očkování: tetanus v případě zranění – u divokých koní řešit operativně dle situace.

Povinná vyšetření: infekční anemie koní – všichni koně starší dvou let při jejich přemístění mimo území kraje – vyšetření nesmí být starší než 6 měsíců (pozor, zpřísněno z původních 24 měsíců z důvodu nepříznivé nákazové situace v zahraničí – viz poznámka níže).

Pozn.: Infekční anémie koní se u nás nevyskytuje. V roce 2015 se objevilo několik ohnisek v Maďarsku a jedno v Německu, dlouhodobý problém představuje v Rumunsku; často smrtelné onemocnění pro koňovité obecně, zvířata se neléčí, i když přežijí, zůstávají trvale rezervoáry, a musí se tedy utratit; spolehlivá vakcína neexistuje; přenos krev sajícím hmyzem nebo kontaminovanými předměty.

Doporučení: odčervování koní v rámci odchytů a příprav na transport a jiných stresových situacích; jinak neodčervovat. Před importem ze zahraničí a při přesunech koní mezi kraji lze doporučit vyšetření na nakažlivou metritidu koní – KVS jej často vyžadují a předejde se tak nežádoucí opakované manipulaci s koňmi v nové lokalitě.

Importy ze zahraničí (provádí se v zemi původu): chřipka koní (equine influenza) – povinné očkování (platí i pro svody), infekční anémie koní – povinné vyšetření s negativním výsledkem.

Specifika veterinární problematiky koní

Kopyta: U koní zákon specifikuje, že kopyta koní musejí být pravidelně prohlížena – v případě potřeby musí být provedena úprava kopyt, aby nedocházelo k přerůstání rohoviny nebo jinému poškození kopyt. U exmoorských koní se kopyta olamují po malých kouscích a s absencí jejich úpravy nemívají problémy. V tuzemské praxi se potvrzuje i v Milovicích – u některých kobyl sice kopyta zjara mírně přerůstala (což je po začátku růstu nové vegetace běžné), u všech se ovšem spontánně upravila a jejich úprava ze strany chovatele nebyla nutná. Nebylo pozorováno kulhání, ani jiné projevy ztížené chůze.

Laminitida: V různých obdobích roku a při různém počasí se složení obsahu látek v pastevním porostu dramaticky mění. Především nebezpečné období je jaro od doby, kdy začíná růst tráva, až po dobu, kdy začíná kvést (duben/květen). Druhé, méně nebezpečné období přichází koncem léta (většinou říjen), kdy je podobné počasí a délka dne jako na jaře. V těchto obdobích se koním mění srst a tráva obsahuje vysoké množství jednoduchých cukrů, které jsou jedním z faktorů ovlivňujících množství inzulinu v krvi. Předpokládá se, že právě zvýšená hladina inzulinu v krvi, i když mechanismus není přesně znám, je jedním z důležitých spouštěcích faktorů laminitidy. Onemocnění koní laminitidou, které se projevuje především poškozením a zánětem kopytní škáry a následně někdy posunem kopytní kosti vůči kopytnímu pouzdru, je velmi bolestivé a v těžších případech znamená pro koně trvalé poškození kopyta. Mnozí koně jsou kvůli laminitidě utraceni. Neomezená pastva koní v rizikovém jarním a pozdně letním období na svěžích udržovaných pastvinách s velkým množstvím trávy znamená zvýšené riziko laminitidy pro všechny koně. Vážné zdravotní následky však má jen pro některé z nich. Největší riziko je u koní, kteří již v minulosti prodělali vážnou laminitidu (při které došlo ke změně polohy kopytní kosti oproti kopytnímu pouzdru), koně těžcí (= zvýšené zatížení kopyta) a koně postižení tzv. cushing syndromem (onemocnění štítné žlázy). Náchylnost k laminitidě je do značné míry podmíněna geneticky a předpokládá se, že je důsledkem adaptace koní na spásání málo výživné hrubé rostlinné biomasy. Plemena náchylná k laminitidě mají často tendenci se méně pohybovat, šetřit energii a ukládat si velké tukové zásoby. Tento stav bývá nazýván „metabolický syndrom“ (mohou jím trpět i lidé). Náchylnost k laminitidě je typická zejména pro některá primitivní plemena pony, v polodivokých chovech v Evropě jsou popsány četné případy i u koně Převalského adaptovaného na suché stepi (Budras et al. 2001). To naznačuje, že s preadaptací koní na chudou stravu náchylnost k laminitidě skutečně souvisí (upraveno a doplněno podle P. Soukupa/kopyta.com).

U exmoorských pony (na rozdíl od jiných plemen pony) není laminitida známa. Může to být dáno kombinací jeho dlouhodobé adaptace na celoročně svěží vegetaci Britských ostrovů a u jiných plemen nebývalé míry přírodního výběru na jeho populaci díky divokému způsobu života s minimem chovatelské a veterinární péče.

Sweet itch: Tato choroba, zvaná také letní dermatitida koní, se u koní často projevuje v lehčí formě. Jde o alergickou reakci koní na bodnutí nebo kousnutí hmyzem. Ve Velké Británii chovatelé postižená zvířata přesunují do vyšších poloh, kde se neprojevuje. U některých zvířat spontánně odezní, u jiných ale přechází do chronické podoby, kde se příznaky postupně horší. Tato zvířata je vhodné vyřadit z chovu z důvodu welfare (podrážděnou kůži si neustále škrábou) i z důvodu genetických – zvířata se sklony k tomuto onemocnění není dobré ponechávat v populaci.

Paraziti koní: U běžných plemen mohou být problémem zejména tzv. velcí strongylové (Nematoda), při silných infekcích i tasemnice rodu *Anoplocephala*, mohou se vyskytnout střečci. Exmoorský pony je znám mimořádnou odolností vůči vnitřním parazitům – zvládá extrémně vysoké intenzity infekcí, které již jsou pro konvenční plemena závažný problém. Je u něj znám, ale zůstává neprostudován, fenomén self-medication, kdy zvířata při problémech s parazity (či jiných zdravotních potížích) záměrně konzumují určité druhy rostlin. Exmoorské pony není potřeba odčervovat, tím se výrazně liší od jiných plemen – jedinou výjimkou jsou transporty, oddělování mladých koní od stád apod., kdy se i u exmoorského ponyho kvůli poklesu imunity/kondice vlivem stresu problémy s parazity někdy dostavují. Lze tedy doporučit odčervování koní v rámci odchytů a příprav na transport a v podobných stresových situacích.



Obr. 65. Zejména po přesunu do nového prostředí se mohou koním na různých částech těla vytvořit lysiny, většinou jako reakce na nezvyklé prostředí, plísně, v úvahu přichází i ektoparaziti v souvislosti s oslabením imunity stresem ze změn apod. Normálně během několika měsíců spontánně vymizí, jak se to stalo i v tomto případě; klisna Kaira krátce po příjezdu do Milovic. Podobné lysiny neznámého původu se v některých chovech sporadicky objevují i u zubrů. © Martina Komárková

8.6. Parazitologie

Lze doporučit 2× ročně kompletní parazitologický monitoring (koproskopie) – optimálně zahrnující počet vzorků odpovídající minimálně počtu zvířat jednotlivých druhů ve stádech odebraných nejvýše dva po sobě následující dny. Vzorky velikosti alespoň většího vlašského ořechu je potřeba odebírat do igelitového sáčku navlečeného na ruce z nitra hromádky trusu (z povrchu jen je-li trus zcela čerstvý), ideálně po menších množstvích z více míst. Z každého vzorku je potřeba vymáčknout vzduch a sáček pevně zauzlovat. Před odesláním je nutné zvorky skladovat v lednici – nikdy nemrazit. Standardní doporučené metody: flotace, sedimentace, koprokultury za účelem determinace gastrointestinálních hlístic, dle potřeby PCR.

Situace v sousedním Polsku i tuzemské zkušenosti podtrhují význam a nezbytnost pravidelných parazitologických vyšetření zejména u zubrů. Provádění pravidelné kontroly parazitofauny zubrů a jejich případná terapie/prevence navíc musí zohledňovat předpokládaný kontakt zubrů s volně žijícími i domácími zvířaty, která mohou být rezervoáry (Drozdz 1967, Sokolov 1979). Nejzávažnějším

parazitologickým problémem jsou u zubrů invazní krev sající hlístice *Ashworthius sidemi* (viz kap. 8.5.1.; Valdejch et al. 2019), které mohou v případě masivních infekcí způsobit zejména u mladých zvířat do tří let úhyny. Rezervoárem *A. sidemi* jsou volně žijící, farmoví i oborně chovaní jelenovití, takže veškeré zubry chované společně s nimi je žádoucí považovat a priori za ohrožené a tomu přizpůsobit praxi. Totéž platí pro zubry chované v menších rezervacích o rozlohách desítky ha obecně. V takových případech je třeba u zubrů provádět pravidelná koproskopická vyšetření každé 2–3 měsíce a v případě vzrůstající početnosti morfotypově odpovídajících vajíček či markantního poklesu kondice zubrů provést neprodleně odčervení vhodným přípravkem – k problematice výběru antiparazitik viz níže.

Obecně jsou veterinární problémy v pastevních rezervacích vzácné a možnosti reálné léčby zvířat v polodivokém režimu jsou velmi omezené, jelikož nelze dlouhodobě izolovat jednotlivce a věnovat jim intenzivní péči. Tím spíše je však třeba věnovat rutinní kontrole kondice zvířat pozornost, aby případné problémy neprošly bez povšimnutí.

Napříč široce rozšířenému omylu není povinné ani odčervování. Obecně lze používání antiparazitik v pastevních rezervacích označit z hlediska zdravého fungování pastevních ekosystémů za krajně rizikové. Zhoubný vliv nejčastěji používaného antiparazitika ivermectinu prokázala mimo jiné nově publikovaná vědecká studie Ambrožová et al. (2021) provedená v Česku. O toxicitě reziduí antiparazitik na necílové volně žijící organismy se ví dlouho na základě laboratorních experimentů. Citovaná studie však poprvé v historii jednoznačně prokázala zásadní negativní dopad ivermectinu na reálná společenstva koprofilních brouků v přírodě. Dopad ivermectinu na společenstva koprofilních brouků zahrnuje pokles diverzity a funkčnosti jejich společenstev, což významně snižuje jejich schopnost likvidovat trus.

Antiparazitika jsou obecně vysoce toxické látky, z nichž jen část se v ošetřených zvířatech metabolizuje, velká část se ukládá ve tkáních a jejich rezidua se pak dlouhodobě vylučují prostřednictvím trusu do prostředí. Ošetřená zvířata tak produkují toxický trus dlouhé týdny po podání antiparazitik. Pro řadu koprofágních brouků, kteří mají jednu generaci ročně, je to často likvidační a jejich společenstva se postupně rozpadají a zjednodušují. To je problém, protože právě brouci jsou pro odstraňování trusu z pastvin zdaleka nejdůležitější. Efekt je tedy dlouhodobý, dalece přesahující fyzickou přítomnost reziduí ivermectinu v lokalitě. Širokospektrální ivermectin je přitom toxický pro všechna ekdysozoa (Nematoda, členovci, korýši aj.), ale také například pro obojživelníky. Jeho efekt tedy zdaleka nekončí u koprofágů, ale zasahuje i do vodních a půdních společenstev. To je důležité například i z hlediska pastevní rezervace v Janovském mokřadu u Nýřan, kde by mělo být z definice cílem dobré fungování jak pastevních, tak vodních ekosystémů.

Různá antiparazitika se co do toxicity pro necílové volně žijící organismy značně liší. Zjednodušeně lze říci, že je žádoucí se vyhnout vysoce toxickým účinným látkám ivermectin a doramectin. Další silně toxické látky jsou eprinomectin, abamectin, clorsulon a syntetické pyrethroidy (deltamethrin, permethrin, cypermethrin, alphacypermethrin). Ivermectin je asi nejčastěji používán, jelikož je účinný a levný – existuje za něj stejně účinná, avšak dražší alternativa – moxidectin. Ani moxidectin není úplně netoxický, ale je šetrný a lze jej, alespoň na základě současných znalostí, doporučit i v rezervacích. Zejména v případě aplikace koncem podzimu a v první půli zimy, příp. několik (6–8?) týdnů před uvedením zvířat na pastvinu je moxidectin patrně bezpečný. Zcela bez problému jsou látky končící na „-ol“ (fenbendazol, levamisol, mebendazol, oxfendazol, ricobendazol, triclabendazol),



Obr. 66. Trus nezatížený toxickými rezidui veterinárních léčiv je efemérním biotopem, který je rychle osídlen komplexním společenstvem specializovaných koprofilních organismů. Jde o klíčovou součást koloběhu živin na pastvinách, zadržování vody v krajině i sekvestrace uhlíku v půdě. Přítomnost koprofilů prozradí vyústění četných chodbiček na povrchu trusu. Koprofágní brouci jsou pro odstraňování trusu nejvýznamnější komponentou koprofilních společenstev. Dokážou trus zapracovat během několika dní do země, tím odstraňují z krajiny potenciální zdroj parazitů i expozici povrchu pastviny dusíkem. Trus rozebíraný brouky se již druhý den rozpadá (nahoře) a v horizontu několika dní zůstávají na povrchu jen zbytky nejhrubějšího nestráveného materiálu, který je rozfoukán větrem. Koprofágní brouci jsou velmi citliví na toxická rezidua antiparazitik, která jsou v trusu ošetřených zvířat přítomna i dva měsíce po podání. Plošné nadužívání antiparazitik u hospodářských zvířat je jedním z hlavních důvodů, proč je 61 ze 101 našich druhů koprofilních brouků ohrožených, z toho 20 vyhynulých. Pastevní rezervace, kde je užívání toxických antiparazitik vyloučeno, poskytují jedinečnou příležitost k reintrodukcím vyhynulých koprofágů. U Milovic proběhla r. 2020 úspěšná reintrodukce v Čechách vyhynulého chrobáka pečlivého (*Copris lunaris*), jehož přítomnost prozrazuje charakteristický výhrabek patrný uprostřed obrázku nahoře. Trus obsahující semena je zároveň disperzním médiem pro (endozoochorní) šíření rostlin, jejichž semenáčky s přídavkem hnojiva ochotně klíčí na místech vzdálených od mateřských rostlin (dole). Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

dále closantel, praziquantel a pyrantel. U některých látek může být problém dávkování, konkrétně potřeba vysoké dávky. To je problém právě u velkých (polo)divokých zvířat, s nimiž nelze manipulovat a přípravek se nastřeluje foukačkou, přičemž do střely se vejde omezený objem a zvíře se prakticky nikdy nenechá střelit dvakrát. V případě podezření na zdravotní problémy způsobené parazity je nezbytné zvířata před ošetřením koproskopicky vyšetřit na přítomnost parazitů, aby byl zvolen vhodný přípravek či jejich kombinace. Aplikace přípravků proti parazitům by měla být vždy informovaně cílená, založená na znalosti aktuální parazitologické situace v daném stádě. K odčervování by se mělo přistupovat jen v indikovaných případech na základě výsledků parazitologického vyšetření. To se ve stádech provádí jednou až dvakrát ročně v koordinaci s autorem této studie proveditelnosti.

Ve větších pastevních rezervacích nebývá s parazity problém, v malých je však potřeba zvýšená pozornost. Ukázal to nedávný případ úhynu čtyř zubrů v malé pastevní rezervaci u Rokycan (50 ha). Zubři se silně nakazili vysoce patogenní invazní krevsající hlísticí *Ashworthius sidemi*, jejímiž rezervoáry a přenašeči jsou jelenovití, pro které je méně patogenní. Důvodem silných infekcí u zubrů zde bylo těsné soužití zubrů a vysokého počtu jelenů, daňků a srnců v omezeném prostoru. Je proto potřeba včas zaznamenávat a reportovat jakékoliv příznaky horšícího se zdravotního stavu zvířat, zejména hubnutí, zhoršenou kvalitu srsti, průjmy apod.

8.7. Imobilizace

Občas může vyvstat potřeba odběru vzorku krve jednotlivých zvířat, jejich ošetření či fyzického ohledání. V takovém případě může být potřebné zvíře sedovat (přispat). Většinou si veterinář vystačí s foukačkou, u plašších a obezřetnějších jedinců může být problém se přiblížit, pak je potřeba puška na injekční střely. Doporučuje se aplikace střelou do stehna, nejlépe pod pravým úhlem. Při podávání většího objemu imobilizační látky (u velkých turů), který se nevejde do jedné stříkačky, je potřeba střílet dvakrát okamžitě po sobě. Podobně jako u jiných velkých zvířat, je potřeba při manipulaci s imobilizovaným zubrem dbát bezpečnosti a před manipulací zkusit, např. klackem, zda (ne)reaguje. U sedovaného zvířete by měl být přítomen pouze nezbytný počet lidí. Imobilizované zvíře nadále vnímá/slyší dění kolem. Při manipulaci je proto potřeba mluvit klidně a potichu – optimálně jen lidé, které zvířata znají. Vhodné je zakrýt zvířeti oči hadrem. U zubrů není problém se zapadáváním jazyka, u koní snad také ne. Není nutné imobilizační látku a dávkování přizpůsobovat ročnímu období. U březích krav zubrů je imobilizace bez problému – odzkoušeno i u krav 2–3 týdny před porodem. U velkých turů je vhodné brát vzorky krve z ocasu.

U zubra se osvědčily následující preparáty:

Hellabrunská směs (500 mg xylazin / 4 ml ketamin 100 mg), dávkování 1 ml směsi na 50 kg hmotnosti zubra. Je tedy zapotřebí používat 10ml stříkačky, u velkých býků i větší. Kvůli optimální přesnosti/razanci zásahu nestřílet ze vzdálenosti větší než 15–20 m. Používat jehly délky 60–65 mm bez zpětného háčku – kratší jehly ne vždy zaručí, že se přípravek dostane až do svaloviny. Jehly délky 80 mm lze použít, jen je-li jistota zasažení dostatečně tlustého svalu, např. stehenního.

Xylazin, dávkování analogické jako u jelena, tj. 3–4 mg/kg hmotnosti zvířete.

Immobilon (komerční název Large Animal Immobilon / Revivon), přípravek dodávaný s antidotem (Revivon). Velmi vhodný pro svou vysokou účinnost v malých dávkách a velký rozdíl mezi účinnou a letální dávkou – v USA používán na imobilizaci bizonů. Dávkování 0,5–0,7 (max. 1) ml/100 kg

hmotnosti těla zvířete. Nejmenší dávka, kterou lze koupit, vystačí na cca 10 zvířat. Býci jsou citlivější a účinná dávka na jednoho jedince nepřekračuje 3 ml ani u velkých býků. Doba ulehnutí zvířete je 2–4 min. Po podání antidota se zvíře začne stavět na nohy průměrně po 15 min., zaznamenané maximum bylo 40 min. V lednici lze immobilon přechovávat několik let. Pozor, přípravek by se neměl používat u zvířat určených ke konzumaci lidmi ani zvířaty!

Kulan. Imobilizace by měla být koncipována podobně jako pro mladé koně Převalského (pro detail viz Zimmermann 2005).

Imobilizace – poznatky z praxe

- U zvířat je potřeba počkat do úplného zotavení/postavení na nohy – může hrozit vyklování očí od krkavcovitých ptáků.
- Přispané zvíře je lepší nepřevracet z boku na bok – je-li to nezbytně nutné, tak vždy přes břicho (při převracení přes záda hrozí zadušení obsahem předžaludku).
- Je-li potřeba sedované zvíře přesunout na jiné místo, lze tak učinit jeho přetažením na plachtu a odtažením, klidně za pomoci traktoru či koně.

V případě úniků zvířat, kdy se nepodaří uprchlé jedince uspat kvůli tomu, že není možné se k nim kvůli stresu a plachosti přiblížit na vzdálenost umožňující použití střely z uspávací pušky, může být v případě nebezpečných situací (proniknutí zvířat na rušné komunikace, do obytné zástavby apod.) nutné jejich okamžité utracení. Týká se především turovitých zvířat, pokud se u nich projevují známky paniky či agresivity. V takových případech je nutné použít kulovnici, střelec by měl mířit na krk zvířete, nikoliv na komoru. Použití zbraní jako samopal je krajně nevhodné, zvíře neusmrtí a rozdráždí ho k nekontrolovatelnému, agresivnímu chování. Kulovnicí by měly být vybaveny složky integrovaného záchranného systému (policie, městská policie, hasiči) v místech chovu velkých kopytníků, především turů. Myslivci v podobných případech, především pokud by se zvířata přiblížila k obytné zástavbě, nemohou zbraně použít.

9. Monitoring a hodnocení vlivu přirozené pastvy

Rozumná míra dlouhodobého biologického monitoringu pastevních rezervací je žádoucí, pokud nezatíží samotného realizátora pastevního managementu. Ideální a nejlogičtější je zajištění monitoringu samotným orgánem ochrany přírody, v rámci možností ve spolupráci s akademickými pracovišti. Monitoring lokality by neměl být financován realizátorem pastvy, protože jeho provádění a koordinace představuje značnou finanční, časovou a organizační zátěž a vedl by ke značnému prodražení tohoto typu managementu. Přirozenou pastvu by to finančně znevýhodnilo vůči hospodářské pastvě nebo aktivním managementovým zásahům, kde realizátoři obvykle organizování a financování monitoringu nemají uloženo jako povinnost.

Při každém posuzování intenzity pastvy je extrémně důležitá dlouhodobá znalost lokality od výchozího stavu před zavedením pastvy, stejně jako dokumentovaná znalost vývoje lokality v průběhu let po jejím zavedení. Jen tak lze informovaně odlišit např. vliv srážkově podprůměrných či naopak bohatých sezon. S tím souvisí také potřeba kontinuální hojné fotodokumentace vývoje lokality.

Jedním z obecných pravidel správné praxe monitoringu je omezení jeho vlivu na provoz a stav pastevní rezervace. Týká se to pohybu lidí na pastvinách, který ruší hnízdící ptáky a jiné živočichy i samotné velké kopytníky. Ideálně veškerá monitorovací činnost a zařízení, jako pasti, lapače apod., je žádoucí lokalizovat do vzdálenosti několika metrů od ohradníku, aby monitorovací provoz nebyl rušivý. Specifickým tématem je botanický výzkum/monitoring, v jehož rámci by běžně uplatňované **nepasené kontrolní ohrazené plošky měly být z řady dobrých důvodů vždy umístěny mimo pastvinu** (samozřejmě s ohledem na riziko pseudoreplikace a po pečlivém výběru totožné referenční vegetace). Hlavním důvodem je, že dříve či později, zpravidla však do dvou let, podlehnou malé oplocenky tlaku ze strany velkých kopytníků a přes veškerou péči jsou zlikvidovány. Do té doby jejich neustálá obnova vyžaduje značné náklady. Jakékoliv umělé struktury v podobě např. ohrádek kolem nepasených kontrol velké kopytníky přitahují, využívají je k drbání, hře a jiným činnostem. Jejich umístění na pastvině proto nemá ani střednědobou, natož dlouhodobou perspektivu. V českých pastevních rezervacích musely být všechny ohrazené kontrolní plochy do dvou let od zavedení zrušeny. Tyto struktury navíc v rámci pastvin působí velmi rušivě a jsou často vizuálně mnohem viditelnějším prvkem než samotný ohradník vymezující rezervaci. Jejich montáž a následné odklízení pak opět zvyšují náklady na zřízení a provoz pastevní rezervace a znevýhodňují ji vůči hospodářské pastvě a aktivním managementům.

Monitoring byl důležitý především v rámci zřizování prvních pastevních rezervací, kdy jeho výsledky pomáhaly odbourávat nedůvěru a obavy z neznámého u orgánů ochrany přírody a části odborné veřejnosti. Přestože je přirozená pastva velkých býložravců v ochranářsky vyspělých zemích etablována již desítky let jako primární typ managementu pro rozsáhlé krajinné celky o velikosti desítek až tisíců hektarů, v ČR je v rámci institucí ochrany přírody k návratu přírodních procesů a levných postupů často stále patrný určitý odstup. Ten přitom přetrvává i poté, co nákladný monitoring prokázal, že pastva velkých býložravců může mít výrazně lepší výsledky při neporovnatelně nižších nákladech v porovnání s typy managementů, které jsou v rámci ČR vnímány jako konvenční.

9.1. Časový rámec dopadů pastvy

Krátkodobé hledisko. Po prvních dvou letech obnovení pastvy bývá oživen typický roční vývoj travinobylinných společenstev závislý na typu společenstva v lokalitě. Důležité přitom je, že po skončení vegetační sezony musí být na lokalitě tolik mrtvé bylinné biomasy (stařiny), aby zajistila nutriční potřeby kopytníků, poskytovala hibernační refugia dormantním stadiím bezobratlých a úkrytové a potravní příležitosti menším obratlovcům (koroptve, semenožraví ptáci, zajíci atd.). Pakliže na pastvině koncem zimy, tedy v předjaří, zcela chybějí plošky nespasené či málo spasené bylinné vegetace, může být pastva příliš intenzivní a je vhodné zvážit snížení počtu zvířat. Podobně to platí naopak, je-li v předjaří velká část lokality pokryta stařinou, je na místě navýšení počtu zvířat. Seriózně lze (ne)dostatečnost intenzity pastvy posoudit po třetím roce pastvy, kdy je již travinobylinná vegetace přítomnosti velkých spásačů částečně přizpůsobena a stav vegetace v předjaří je víceméně reprezentativní. Při každém posuzování intenzity pastvy je extrémně důležitá dlouhodobá znalost lokality, ideálně od výchozího stavu před zavedením pastvy, stejně jako dokumentovaná znalost vývoje lokality v průběhu let po jejím zavedení. Jen tak lze informovaně odlišit např. vliv srážkově podprůměrných či naopak bohatých sezon. S tím souvisí také potřeba kontinuální fotodokumentace.

Dlouhodobé hledisko. První dva roky pastvy jsou charakterizovány celkovým úbytkem travní biomasy, vznikem mozaikovité struktury lučních biotopů od krátkostébelných po vysokostébelné

trávníky a relativním nárůstem květnatosti. Ta je dána přerušením dominance kompetičně statných trav a ostřic, což vede ke konkurenčnímu uvolnění dříve přítomných dvouděložných bylin a jejich výraznějším projevem ve společenstvu. Od třetího roku zpravidla dochází k výraznému absolutnímu nárůstu květnatosti reálným zvýšením podílu dvouděložných. V závislosti na lokálních podmínkách (úživnost, výchozí stav, vláhové poměry) pak od třetího až šestého roku pastvy dochází k plošné obnově květnatých trávníků. V téže době začíná rovněž vzrůstat podíl vzácnějších druhů bylin (červený seznam, vyhláška), které v prvních letech pastvy vůbec nemusely být přítomné či detekovatelné. Strukturní a taxonomickou stabilizaci travinobylinných společenstev lze při relativně konstantní či postupně snižované intenzitě pastvy předpokládat během deseti let od jejího zavedení.

9.1. Dlouhodobý rutinní monitoring

Lokality udržované přirozenou pastvou je možné dlouhodobě monitorovat pro potřeby ochrany přírody v souladu s metodickými doporučeními AOPK ČR dostupnými na www.biomonitoring.cz. Zároveň je důležité, aby monitoring financovaly orgány ochrany přírody. Tyto náklady, které bezprostředně nesouvisí se samotným managementem, nemůže dlouhodobě nést provozovatel rezervace.

Samozřejmostí monitoringu by mělo být zahájení monitoringu tak, aby byl zachycen výchozí stav lokality neovlivněný činností velkých kopytníků. Specifikem zřizování pastevních rezervací je, že skutečné zahájení pastvy bývá z technických a/nebo formálních důvodů opakovaně odkládáno, takže výchozí stav lokality bývá někdy zaznamenán v době, kdy jsou zvířata na lokalitě již přítomna. Jelikož jsou změny prostředí v prvním roce zřízení pastevních rezervací velké rozloze a nízkému počtu zvířat velmi pozvolné, nejedná se o metodický problém.

V rámci probíhajícího projektu TAČR Biologického centra AV ČR, v.v.i., je nyní vypracován a v praxi testován standardizovaný protokol pro dlouhodobý komplexní výzkum vlivu pastvy, který je součástí projektu „Pastva velkých kopytníků jako nástroj ochrany přírody a krajiny“ (bude publikován na jaře 2024).

V současné době probíhá podle uvedeného protokolu monitoring všech pastevních rezervací v Česku a počítá se s jeho dlouhodobou realizací. Protokol není direktivou, ale návodem pro metodologii monitoringu jednotlivých fenoménů a taxonů tak, aby datasety sbírané např. na konvenčně udržovaných lokalitách byly srovnatelné s výsledky probíhajícího dlouhodobého výzkumu pastevních rezervací.

Standardem monitoringu je zakládání trvalých plošek pro sledování změn vegetace v interakci se zavedením pastvy koní a velkých turů – monitoring struktury, složení a diverzity vegetace metodou vylučovacího experimentu pomocí dvojic trvalých ploch.

K monitoringu vegetace slouží dvojice pasených ploch na pastvině a kontrolních nepasených ploch mimo pastvinu (příp. integrovaná do ohradníku, kde však může vegetaci ovlivnit blízkost okraje porostu). Standardní velikost fytocenologického snímku nelesní vegetace v Česku, používaná v tuzemských pastevních rezervacích je 5 × 5 m, které jsou jednou ročně v červnu odečítány pomocí Braun-Blanquetovy stupnice. U snímků je též zaznamenávána rozkvetlost a plození dvouděložných a jednoděložných rostlin, počty semenáčků dřevin, přítomnost mraveniš, disturbancí apod. Pro stanovení lokální intenzity pastvy lze fytocenologické snímkování doplnit odběrem kompletní

biomasy ze čtverců 0,5 × 0,5 m umístěných vedle fytocenologických snímků. Vhodným doplňkem fytocenologického snímkování je jejich fotodokumentace.

Dlouhodobá fotodokumentace. Je důležité pořizovat velké množství fotodokumentace, nic není vhodné odkládat. Ideální je mít několik stálých míst, odkud lze dělat přehledové fotografie vývoje lokality v různých ročních obdobích po řadu let. Vzniká tak nenahraditelný dokument, který se vždy zaručeně časem zhodnotí. Na škodu není ani focení banálních věcí, každodenní činnosti zvířat atd. Lze doporučit používání fotoaparátů s GPS.

Fotopasti. Vhodný doplněk významných stezek zvířat, napajedel, přírodních minerálních lizů a jiných významných míst – jedinečná možnost monitorovat dění na pastvině s možností faunisticky významných pozorování.

9.2. Komplexní vědecký monitoring vlivu přirozené pastvy na flóru a vegetaci

Obecná doporučení

Obecnost a specifičnost metod

Metody monitoringu by měly být jednoduché a obvyklé, což zaručuje proveditelnost a opakovatelnost monitoringu i v případech, kdy ho provádějí různé osoby, a usnadňuje to interpretaci jeho výsledků. Zároveň je třeba pro každý monitorovací program (každé území nebo skupinu vzájemně provázaných území) zohlednit jeho konkrétní cíle a další specifika (např. cílové druhy, společenstva, biotopy, zastoupení nepůvodních druhů, změny biomasy, produktivity nebo fyziognomie vegetace, zastoupení ploch bez vegetace atd.).

Časové a prostorové vymezení

Výpovědní hodnota monitoringu se zvyšuje s jednoznačností jeho časového a prostorového vymezení.

Časové vymezení: různé parametry vegetace (např. druhové složení, pokryvnost) se mění v průběhu roku, proto je třeba v různých letech monitorovat ve (fenologicky) srovnatelných obdobích nebo monitorovat průběžně a výsledky shrnout za stejně vymezená období (např. vegetační sezonu). Zásadní význam pro možnost hodnocení vývoje má **znalost výchozího stavu** území, tj. stavu před zahájením managementových opatření.

Prostorové vymezení: hranice monitorovacích ploch musí být zřetelně vymezeny a v terénu jasně identifikovatelné, aby bylo možné co nejlépe odlišit časovou a prostorovou variabilitu sledovaných parametrů.

Trvání a opakování

Monitoring by měl být dostatečně častý, aby bylo možné detekovat časové trendy sledovaných parametrů a odfiltrovat vliv náhodných fluktuací. Ze stejných důvodů by měl trvat dostatečně dlouho (často se doporučuje více než pět let). V případě časových, finančních a dalších omezení je třeba stanovit priority tak, aby byly naplněny alespoň základní cíle monitoringu (např. je lepší omezit počet sledovaných parametrů než sledovat více parametrů s nedostatečnou intenzitou nebo v nedostatečné kvalitě).

Návrh komplexního monitoringu

Níže uvedený návrh je koncipován komplexně a spíše velkoryse (nepředpokládá významná finanční, personální a další omezení) a zároveň se zaměřuje na parametry flóry a vegetace relevantní z hlediska ochrany přírody. V případě specifických cílů konkrétních monitorovacích programů je třeba sledované parametry odpovídajícím způsobem přizpůsobit (viz předchozí kapitolu).

Pro sledování vlivu pastvy velkých býložravců na flóru a vegetaci navrhujeme následující **čtyřstupňové monitorovací schéma** zaměřené na čtyři parametry významné nejen z hlediska ochrany přírody, ale také z hlediska obecně ekologického: 1) gama diverzita, 2) prostorová struktura vegetace, 3) alfa diverzita, druhové složení a pokryvnost vybraných porostů a 4) velikost populací vybraných ochranářsky nebo jinak významných druhů rostlin. Nezbytným **pátým stupněm** je průběžné neformální monitorování území.

Ad 1) Gama diverzita – inventarizace flóry

Opakované **sledování celkového druhového složení flóry** zájmového území nebo jeho jasně vymezených částí (tj. inventarizace) je nejběžnějším způsobem sledování časových změn flóry a vegetace v ochraně přírody a je vhodný i pro naše účely – například pro sledování změn celkové druhové bohatosti v území a zastoupení různých ekologických nebo jinak definovaných skupin druhů (např. chráněné a ohrožené druhy, neofyty, invazní druhy, ekonomicky významné druhy). Navrhujeme zaznamenání výchozího stavu a poté pravidelné sledování, typicky v intervalu 5–10 let, přičemž v prvních 5–10 letech, kdy lze předpokládat rychlejší vývoj, je vhodné provádět inventarizaci každoročně. Pro menší území (řádově hektary až několik desítek hektarů) je proveditelná úplná inventarizace, pro rozsáhlejší území je možná přibližná inventarizace („projití“) celého území kombinovaná s důslednou inventarizací vybraných dílčích ploch o velikosti řádově hektarů. Výběr dílčích ploch by se měl s ohledem na výchozí cíle monitoringu zaměřit například na plochy výrazněji ovlivněné pastevní činností (které ovšem může být obtížné vytipovat předem), plochy zvlášť významné z hlediska ochrany přírody nebo na reprezentativní síť ploch pokrývající hlavní vegetační typy nebo biotopy (viz bod 2). Inventarizaci je obvyklé vztahovat k celé vegetační sezoně a pro zachycení pokud možno všech druhů cévnatých rostlin je nutný větší počet návštěv (ideálně alespoň 3–4, a to v časném a vrcholném jaře, v létě a na začátku podzimu), případně ke stejnému datu/fenofázi (v tom případě postačí jedna návštěva, ale inventarizaci nelze považovat za úplnou).

Ad 2) Prostorová struktura vegetace – mapování vegetačních typů nebo biotopů

Dalším široce rozšířeným způsobem sledování stavu a časových změn flóry a vegetace je mapování různým způsobem vymezených jednotek – např. vegetačních typů nebo biotopů. Vzhledem k dobře známému vlivu pastvy na prostorovou strukturu vegetace jde o významný monitorovací parametr. Sledované jednotky lze s ohledem na cíle monitoringu a dostupné prostředky vymezit různým způsobem. Například může jít o **vegetační typy** definované na základě druhového složení, vytvořené pomocí předchozí klasifikace vegetačních snímků. Ty mohou být s výhodou zaznamenány pomocí kombinace stratifikovaného náhodného designu (např. s náhodným rozmístěním většího počtu ploch v předdefinovaných širokých vegetačních typech) a preferenčního designu (umístění ploch v subjektivně vybraných, např. ochranářsky významných vegetačních typech nedostatečně zachycených pomocí náhodně rozmístěných snímků). V terénu lze tyto vegetační typy posléze identifikovat a mapovat například pomocí kombinace dominantních a diagnostických druhů vzešlé

z předchozí klasifikace. Jde o postup poměrně časově i odborně náročný, ale dává nejlepší přehled o variabilitě vegetace ve sledovaném území, zvlášť pokud se spojí se zápisem vegetačních snímků (viz též bod 3).

Protože pastevní management může být cílený i na jiné druhy organismů, než jsou rostliny, je často žádoucí monitorovat jednotky definované jinak než pomocí druhového složení vegetace. Asi nejčastěji to bývají strukturně definované jednotky (např. hustý listnatý les, světlý listnatý les, jehličnaté monokultury, husté křoví, zarůstající louka s rozptýlenými keři, pravidelně sečená louka, plocha bez vegetace), kterým zde budeme říkat **biotopy**. Kromě toho, že biotopy mohou lépe než vegetační typy vystihovat vhodnost místa pro různé jiné skupiny organismů, mají tyto strukturní jednotky praktickou výhodu v tom, že je lze často s výhodou mapovat pomocí leteckých snímků: na leteckém snímku lze (ať už od oka, nebo s pomocí moderních analytických metod) rozlišit základní typy plošek a ty poté na základě terénního šetření identifikovat s určitými biotopy. Na základě časové série leteckých snímků (které je dnes poměrně snadné pořídit vlastními prostředky) lze pak účelně sledovat změny zastoupení jednotlivých biotopů, a to i zpět do minulosti. Z tohoto hlediska je kritické terénní ověřování identity jednotlivých plošek, které je časově náročné a samozřejmě není možné u historických snímků. Omezení terénního šetření přitom může vést k chybné interpretaci některých plošek a zkreslení výsledků časových srovnání.

Moderní možností, jak lze rozšířit známou klasifikaci biotopů nebo vegetačních typů do nezmapovaného území (potenciálně velmi rozsáhlého nebo obtížně zmapovatelného), je kalibrace modelu založeného na multispektrálních družicových datech s velkým rozlišením. Z hlediska výpovědní hodnoty těchto numerických klasifikací proxy dat jsou kritické fáze kalibrace a testování, které vyžadují odborné terénní šetření.

Opakování mapování je vhodné zpočátku po 2–3 letech (v případě intenzivní pastvy někdy už po jednom roce), později po 5 letech.

Ad 3) Alfa diverzita, celkové druhové složení a pokryvnost vybraných porostů – monitoring trvalých ploch

Základním způsobem sledování vlivu pastvy na konkrétní porosty, jejich druhové složení, druhovou bohatost, pokryvnost jednotlivých druhů, vegetačních pater i celého vegetačního krytu je zakládání **trvalých ploch** a na nich opakovaný zápis vegetačních snímků. Velikost těchto ploch, jejich počet a rozmístění ve sledovaném území mohou být velmi různé s ohledem na cíle monitoringu, místní podmínky a dostupné prostředky. Základním kritériem je dostatečný počet opakování (zajišťující statistickou reprezentativnost vzorku nebo alespoň odhad míry variability sledovaných parametrů) a pokrytí všech zájmových vegetačních typů nebo biotopů (zajišťující ekologickou reprezentativnost vzorku).

Vhodná velikost monitorovacích ploch 5 × 5 m (standardní velikost fytocenologických snímků v nelesní vegetaci), nebo 10 × 10 m (nejmenší standardní velikost fytocenologických snímků v lesní vegetaci). Velikost monitorovacích ploch lze také diferencovat podle vegetačních typů a obvyklé hustoty druhů v nich (v lese je zpravidla menší hustota druhů a pro sledování změn druhového složení jsou tedy vhodnější větší trvalé plochy než na louce). Možná je kombinace obou přístupů: jedna standardní velikost plochy napříč biotopy, a navíc různě velké plochy pro biotopy s různou hustotou druhů (menší plochy jsou typicky umístěné uvnitř větších). Obecně platí, že čím větší

monitorovací plocha je, tím spíš zachytí vliv i extenzivní pastvy, pokud se používá absolutní míra pastevního impaktu (např. počet okusem poškozených semenáčů dřevin), zatímco při relativní kvantifikaci (např. průměrná pokryvnost daného druhu) se na větších plochách může vliv smýt. Velké plochy také mohou být heterogenní co do stanovištních podmínek a vyžadují pro monitoring velké úsilí, takže obvykle dovolují pořídit menší počet opakování.

Počet opakování v jednotlivých vegetačních typech může být s ohledem na cíle monitoringu buď stejný pro všechny vegetační typy (to je vhodné například, pokud chceme srovnávat změny v různých vegetačních typech), nebo proporční k plošnému zastoupení jednotlivých typů (pokud chceme sledovat spíše průměrnou míru změny vegetace v celém zájmovém území); ve druhém případě je vhodné zvolit minimální počet opakování pro nejvzácnější vegetační typy.

Pokryvnost druhů lze kvantifikovat buď odhadem na zvolené stupnici (např. Londo, Braun-Blanquet), což dovoluje rychlejší a hrubší odhad a je užitečné na intenzivně pasených plochách, kde se vegetace dynamicky mění, nebo pomocí některé z variant citlivější *point/line-intercept* metody.

Protože vývoj vegetace může být ovlivňován i dalšími faktory nesouvisejícími s pastvou, je vedle pasených monitorovacích ploch nutné sledovat i **plochy kontrolní** (tedy s vyloučením pastvy). Obvykle jde o plochy oplocené nebo jinak chráněné před přístupem pasoucích se zvířat. Design rozmístění těchto ploch může být velmi různý, přičemž v podmínkách pastevních rezervací je žádoucí umisťovat kontrolní nepasené plochy ve srovnatelných podmínkách, avšak mimo pastvinu, nebo je integrovat do ohradníku. Kontrolní plocha obvykle vyžaduje určitou nárazníkovou zónu (alespoň 0,5 m), aby nedocházelo k ovlivnění jejích okrajů pastvou. Souvisejícím metodickým problémem je, že oplocením z pastvy vyloučíme nejen cílový druh, ale i ostatní druhy, které se v území mohou a v minulosti mohly pást (nejčastěji jelenovití nebo divoká prasata). Kontrola je tak spíš zásahem „vyloučení pastvy“, s čímž je třeba při interpretaci výsledků počítat.

Trvalé plochy je třeba fixovat. To zahrnuje zaznamenání jejich geografické polohy (obvykle pomocí GPS, mapy nebo leteckého snímku) a jejich vyznačení přímo v terénu. Vyznačení pasených ploch v terénu je třeba provést tak, aby nedocházelo k omezování pohybu pasoucích se zvířat, ale ani ke znehodnocení nebo přemístění značky – ať už zvířaty (kromě pasoucích se zvířat jsou v tomto směru riziková zejména divoká prasata), povětrnostními podmínkami nebo člověkem. Vhodné je použití profesionálních geodetických značek.

Zpočátku je vhodné každoroční opakování snímků ve stejné části sezony (fenofázi), později je možné po dvou letech. Některé trendy se mohou projevit po více než pěti letech, proto nelze výsledky z krátkých sérií příliš zobecňovat.

V rozsáhlých, pastvou málo nebo lokálně ovlivněných územích nemusí výše uvedený design zachytit významnou změnu vegetace. To může být v pořádku, pokud nám jde o to zjistit, **nakolik** je vegetace v průměru ovlivněna pastvou, ale je to zcela neuspokojivé, pokud nás zajímá, **jak** pastva ovlivňuje vegetaci v území. Tehdy je třeba přizpůsobit jednak umístění trvalých ploch a kontrol (měly by být koncentrovány do území maximálního [předpokládaného] ovlivnění vegetace pastvou), jednak sledované parametry vegetace (zajímavá může být např. výška porostu, množství biomasy nebo počet okousaných semenáčů dřevin). Další možností, jak získat poměrně rychle data o tom, jak pastva ovlivňuje vegetaci, je **analýza pomocí mikrosnímků** – malých snímků (např. 10 × 10 cm) s podrobným záznamem početnosti druhů, případně jejich výšky nebo jejich rozmístění pomocí

mikromap. Pokud jsou mikrosnímky umístěny na místech, kde se zvířata pravidelně pasou (nutné pozorování), a jsou opakovány dostatečně často (zpočátku možná i několikrát za sezonu), mohou poskytnout rychlou informaci například o selektivitě pastvy.

Ad 4) Stav vybraných populací – mapování a sčítání jedinců a mikropopulací

V případě výskytu ochranářsky významných (zvláště chráněných a ohrožených, nebo naopak invazních a expanzivních) druhů rostlin v zájmovém území může být žádoucí sledovat vliv pastvy na jejich populace. Nejběžnějším způsobem monitoringu je opakované **stanovení celkové početnosti jejich populací** (sčítání jedinců, odhad početnosti větších mikropopulací) a zaměření jejich geografické polohy (mapování). K určení geografické polohy lze s výhodou využít přijímač GPS, byť stejné nebo větší přesnosti lze mnohdy dosáhnout pomocí podrobných map (měřítko 1 : 10 000 a větší), leteckých snímků nebo ortofotomap. Pro cílové druhy lze založit i standardní populačně biologické studie sledující např. věkovou a prostorovou strukturu populací a jejich interakce s pasenými zvířaty. Jejich design musí být přizpůsoben konkrétním podmínkám a cílům, a proto ho zde nespecifikujeme.

Zpočátku je vhodné opakovat sledování stavu vybraných populací každoročně, posléze postačí 2–3letá perioda. Výjimkou jsou taxony s dlouhou generační dobou. V případě rostlin se to týká druhů s několikaletým juvenilním stadiem, u nichž lze doporučit periodicitu víceletou – např. v pastevní rezervaci Milovice je na vybraných plochách prováděn podrobný census populace hořce křížatého (*G. cruciata*) v pětiletých intervalech.

Ad 5) Průběžný neformální monitoring

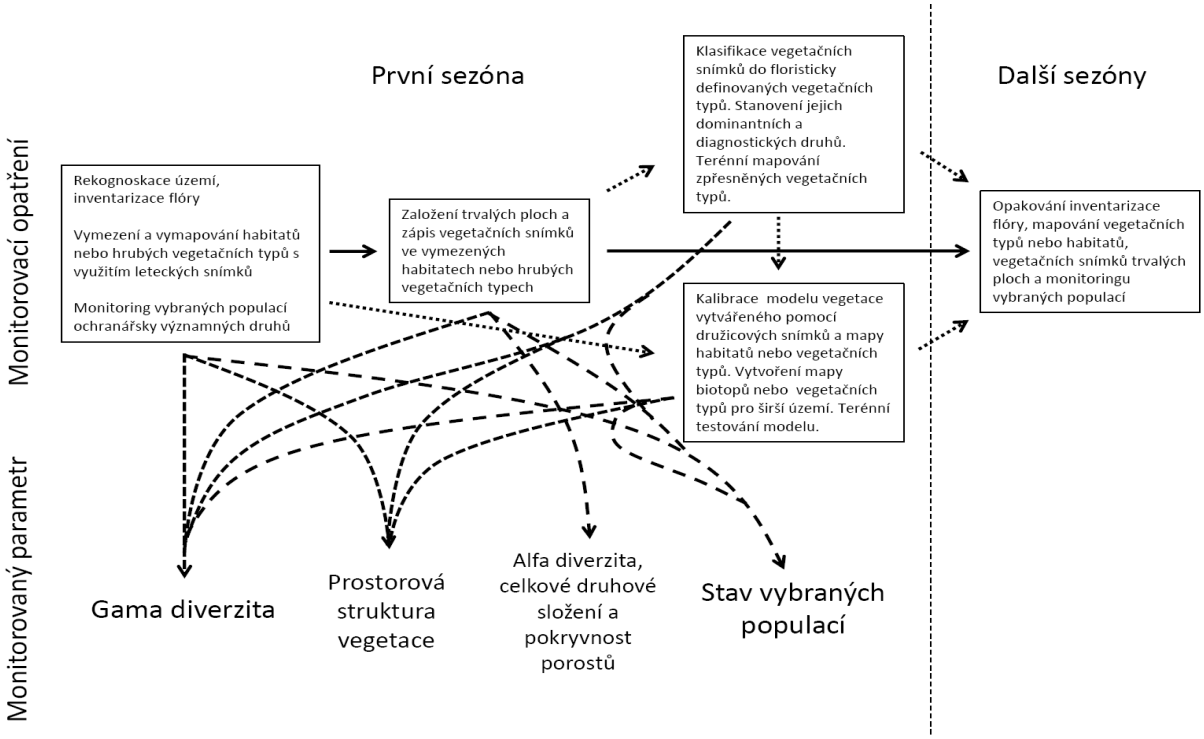
Nezbytnou součástí každého smysluplného managementového a monitorovacího plánu je průběžné **neformální monitorování území**, cílené na nezbytný základní přehled o stavu území a působení managementových opatření na flóru a vegetaci, o všedním fungování i mimořádných událostech a na možnost včasné reakce. Tento typ monitoringu je zvlášť významný v rozsáhlých územích, kde je obtížné důsledně sledovat veškeré jeho části s použitím formálních nástrojů (body 1–4). Tento monitoring může být prováděn i poučeným neodborníkem, nejlépe pak osobou, která se v území pohybuje pravidelně (např. člověk starající se o pasoucí se zvířata nebo místní přírodovědec-amatér). Příkladem situace, kdy je třeba flexibilně reagovat, může být objevení nové, ochranářsky významné lokality (řekněme oligotrofního mokřadu), kterou pasoucí se zvířata poškozují a ohrožují tak přežívání ochranářsky významných druhů. Na základě aktuálních informací je možné rozhodnout o okamžitém přijetí opatření (např. o neodkladném oplocení mokřadu).

Postup prací v monitorovacím programu (Obr. 67)

Monitorovací program je třeba zahájit před započetím pastvy zjištěním výchozího stavu flóry a vegetace. Prvním krokem je rekognoskace zájmového území a ujasnění si jeho hranic s použitím podrobných map, ortofotomap nebo leteckých snímků. Tato fáze může probíhat buď před začátkem vegetační sezony, nebo na jejím počátku, kdy může být spojena se zahájením inventarizace flóry. Současně je možné v terénu rozmýšlet možnou klasifikaci jednotlivých porostů do hrubě vymezených vegetačních typů. V případě, že jsme se rozhodli pracovat se strukturně vymezenými biotopy, můžeme už při prvním terénním šetření ověřovat identity plošek předem rozlišených pomocí ortofotomapy nebo leteckého snímku. Současně můžeme zahájit monitoring populací vybraných

ochranářsky významných druhů (zaznamenávání lokalit do GPS nebo mapy, počítání jedinců, odhad velikosti větších mikropopulací).

Po dokončení mapování biotopů nebo hrubých vegetačních typů lze založit trvalé plochy. Jejich geografické pozice v rámci vymezených vegetačních typů lze náhodně vygenerovat v prostředí GIS. Zde lze také předtím digitalizovat mapy biotopů nebo vegetačních typů. Na náhodně vygenerovaných pozicích (v terénu je dohledáme pomocí přijímače GPS) založíme trvalé plochy v páru s oplocenými kontrolními plochami s nárazníkovou zónou. Plochy fixujeme a zapíšeme na nich standardní vegetační snímky s úplným druhovým složením, odhadneme pokryvnosti jednotlivých vegetačních pater (stromové, keřové, bylinné, mechové) a jednotlivých druhů. Získaná floristická data využijeme pro potřeby inventarizace a monitoringu vybraných populací.



Obr. 67. Schéma postupu prací v monitorovacím programu, vztahu jednotlivých monitorovacích opatření a monitorovaných parametrů.

V případě zájmu o zpřesnění mapy vegetačních typů můžeme data o druhovém složení trvalých ploch použít k vytvoření numerické klasifikace vegetačních typů. Tu provedeme pomocí některé ze standardních klasifikačních metod (např. shluková analýza, modifikovaný TWINSPAN).

Pro výsledné vegetační typy stanovíme dominantní a diagnostické druhy (například pomocí analýzy diagnostických, konstantních a diagnostických druhů v softwaru JUICE), které potom při terénním šetření využijeme pro přiřazování mapovaných porostů k rozlišeným vegetačním typům. Floristická data z terénního šetření lze opět využít pro potřeby inventarizace a monitoringu vybraných populací.

Mapy biotopů a vegetačních typů lze také využít pro kalibraci modelu vegetace založeného na datech z multispektrálních družicových snímků s velkým rozlišením, který lze použít pro vytvoření mapy na širším až velmi rozsáhlém území. Floristická data získaná při terénním ověřování úspěšnosti modelu lze opět využít pro potřeby inventarizace a monitoringu vybraných populací.

V dalších letech jednotlivá sledování opakujeme v periodě doporučené v předchozí kapitole.

9.3. Monitoring aktivity velkých kopytníků

9.3.1. Telemetrie

Sledování živočichů pomocí různých telemetrických metod dnes představuje standardní součást výzkumu a monitoringu, neboť poskytuje širokou škálu informací týkajících se potravní, prostorové a behaviorální ekologie sledovaných zvířat. Výstupy v podobě velikosti domovských okrsků, sezonní migrace, centra pohybu, využití jednotlivých biotopů při získávání potravy či odpočinku mohou výrazně zefektivnit ochranu i management stád/populací a jimi obývaných lokalit. Rozeznáváme dva typy telemetrie: konvenční a satelitní. Je potřeba zdůraznit, že vzhledem ke značné časoprostorové aktivitě velkých kopytníků je telemetrické sledování relevantní na plochách v řádu tisíců hektarů. Na menších plochách nemá smysl.

Konvenční telemetrie využívá dálkový přenos dat pomocí rádiového VHF signálu (VHF – „*Very High Frequency*“). Základní součástí zařízení je vysílač vybavený zdrojem energie a drobnou vysílací anténou, který vysílá signál o unikátní frekvenci, který je pak zachycován pomocí směrové antény a přijímače. Přesná poloha zvířete je následně určována na základě síly a směru signálu, a to zaměřením signálu z několika stanovišť (minimálně 2–3) či přímým dohledáním fokálního zvířete („*homing in*“). Výhodou tohoto systému jsou především nižší pořizovací náklady, zásadní nevýhodou je velká časová a fyzická náročnost sběru dat v terénu.

Nástavbou principu konvenční telemetrie je sledování zvířat za pomocí automatických systémů monitoringu, který využívá několika stacionárních stanic rozmístěných na vyvýšených bodech v rámci sledovaného území (např. systém BAARA – „*Biological AutomAted RAdiotracking*“). Signál vycházející z vysílače na zvířeti je zachycován do paprsčitých antén směřujících do všech světových stran či v rámci rotace antén, které poté vyhodnotí azimut a sílu emitovaného signálu. Získaná data jsou následně zpracována do map v centrálním počítači. Limitací tohoto systému sledování je statické rozmístění přijímacích stanic a z toho vyplývající omezené území působnosti, mnohdy i náročná instalace a přesun stanic či složitá kalibrace monitorovacího systému. Použití tohoto systému může být výhodné u polodivokých stád s prostorově limitovaným pohybem, nikoliv však u zvířat divokých, protože ve volné přírodě je veliké riziko odcizení či poničení jednotlivých stacionárních stanic, což často omezuje možnosti jejich instalace do střežených či nedostupných míst (Řeřucha et al. 2015).

Druhou hlavní metodou, která se v posledním desetiletí dynamicky rozvíjí, je satelitní (GPS – „*Global Positioning System*“) telemetrie, kde se jako u GPS navigace využívá pro lokaci satelitů na oběžné dráze. Přesná poloha zvířete je pak zaměřována automaticky v předem definovaných časových intervalech, které se však během průběhu sledování a v závislosti na řešených otázkách mohou měnit. V případě dispozice dostatečného počtu satelitů je tato metoda velice přesná a potenciální chyba zaměřování je v řádu jednotek metrů.

Data, která jsou ukládána do integrované paměti, je možné získat několika způsoby, zejména pomocí VHF přijímače (satelitní vysílač je kombinován s klasickou VHF technologií a data je možné na dálku stáhnut z obojku), pomocí GSM sítě (pozice zvířete jsou automaticky zasílány formou SMS zpráv) či v podobě e-mailových zpráv (ARGOS). Součástí takového zařízení může být i řada vestavěných senzorů, například k měření povrchové teploty zvířete, senzor mortality (informující o smrti zvířete) či senzor aktivity (informující o pohybu či odpočinku zvířete). Po skončení telemetrického sledování či

v případě nutnosti výměny baterie je možné využít takzvaného „drop off“ mechanismu, pomocí kterého lze obojek dálkově odepnout z krku zvířete. U větších zvířat je obojek možné kombinovat s videokamerou snímající okolní prostředí či senzory vyhodnocující vnitro a mezidruhové interakce. Velikost baterie a intenzita „aktivního období“ (frekvence odesílaných zprav atd.), kdy sledujeme zvíře, pak rozhoduje o životnosti jednotlivých vysílačů. Běžným GPS-GSM obojkům zaznamenávajícím polohu zvířete v hodinových intervalech vydrží baterie přibližně 18 měsíců.

Satelitní telemetrie je vhodná především pro větší druhy zvířat, a proto byla již od začátku často používána pro sledování kopytníků či velkých šelem. Satelitní telemetrie umožňuje sbírat velice detailní data o časoprostorové aktivitě zvířete, a to bez nutnosti intenzivní terénní práce. Její limitací však zatím zůstává pořizovací cena. Například aktuální pořizovací náklady na zakoupení GSM obojku s kombinací VHF vysílače a čidla pro aktivitu a mortalitu se pohybuje kolem 75 tisíc Kč (VECTRONIC Aerospace GmbH, http://www.vectronic-aerospace.com).

Jako alternativa přichází v úvahu použití podomácku vyrobených vysílaček, které se používají např. při sledování ferálních koní a vyjdou na zlomek ceny komerčních výrobků (Clark et al. 2006, Collins et al. 2014, Hampson et al. 2010). Problém je, že tento typ vysílaček u nás není běžně používán, a i když nelze vyloučit, že již byly v ČR použity, nepodařilo se v rámci přípravy metodiky najít nikoho, kdo by měl s výrobou „home made“ GPS vysílaček zkušenosti.

Optimální by bylo vybavit obojky s vysílačkami (dále jen obojky – v souladu s korespondujícím termínem „collar“ používaným ve vědecké literatuře) všechny jedince sledované skupiny. To je zpravidla zcela mimo reálné možnosti. U koní jsou proto obojky zpravidla nasazovány pouze vůdčí samici stáda/harému. Je-li stádo nově založeno a není v něm vytvořena hierarchie, nasazuje se obojek nejčastěji nejstarší klisně, jsou-li k dispozici obojky dva, pak i harémovému hřebci. U velkých turů se podle stejného principu dávají obojky pouze kravám, býkům nasazovat obojky je zbytečné, zpravidla je v horizontu několika týdnů zničí, v lepším případě jen přetrhnou popruh a obojek odpadne.

Podobně jako u ohrádek pro botanický monitoring také u obojků pro sledování zvířat platí, že nepřirozené prvky na tělech zvířat působí rušivě, pro jejich umístění a následnou výměnu baterií a sejmutí je nutné zvířata uspávat. Je proto důležité na začátku zvážit, zda je aplikace obojků nezbytná a co by výzkum přinesl. U lokalit o rozloze stovek hektarů jsou pohyby zvířat relativně předvídatelné a jejich sledování nemusí přinést zásadní, nové informace.

S tím, jak se zmenšují sledovací zařízení i baterie, se navíc i tyto technologie stále více miniaturizují, takže do budoucna nebude nutné nevzhledné obojky na zvířata aplikovat vůbec. V posledních letech se objevují pro tury například zařízení v podobě ušní aplikace. Ta, na rozdíl od obojku, neovlivňuje tak výrazně vzhled zvířete, limitem opět zůstává životnost baterií. K řešení tohoto nedostatku mohou v příštích letech sloužit například technologie solárního dobíjení baterií nebo dobíjení baterií pohybem.

Závěrem je vhodné připomenout, že rutinní monitoring velmi dobře doplňují fotopasti rozmístěné po pastevních arealech. Fotopasti umožňují zachytit nejen životní projevy kopytníků, ale také výskyt a aktivitu skrytě žijících živočichů, čímž mohou významně doplnit faunistické informace o lokalitě.

9.3.2. Eto-ekologické terénní sledování

Je vhodné alespoň v počátečním stadiu zakládání stáda zdokumentovat vývoj vztahů v nově utvářené skupině zvířat. Umožňuje posoudit některé sezonní fenomény chování, např. okus dřevin, může to být v budoucnu dobrým vodítkem při posuzování vhodnosti přesunu zvířat tak, aby nedošlo k narušení soudržnosti stáda, slouží k včasnému zaznamenání netypického chování atd. Jedná se o levnou, časově středně náročnou činnost, vhodnou zejména pro bakalářské, nejlépe místní studenty. Pravidelná přítomnost pozorovatelů na lokalitě navíc slouží jako, svého druhu, dozor, umožňující zaznamenat nevhodné chování návštěvníků, ale také zajímavé děje na lokalitě (např. zda a jak ptáci využívají přítomnost velkých zvířat apod.).

Základní sledované parametry chování:

Hierarchie ve stádě před a po příjezdu hřebce – sledování 3 + 3, 1× týdně, 5 hodin

Metodika: All occurence sampling agonistických a přátelských interakcí: kopnutí, kousnutí, hrozba kopnutím či kousnutím, vyhnání a vyhnutí a pronásledování (např. Araba a Crowell-Davis 1994; Pluháček et al. 2006). Do přátelských interakcí spadá především tzv. grooming neboli vzájemná péče o srst (Cameron et al. 2009).

Zaznamenáváno do připravených tabulek: Iniciátor, recipient, vítěz interakce, druh interakce

Koheze stáda: stejná perioda, fokální kůň vždy hodinu

Do tabulek jsou zaznamenávány vzdálenosti jednotlivých koní od fokálního zvířete (do dvou délek, 5, 10, 20 a více), aktivita (pasení, lokomoce, interakce, okus dřevin), poloha stáda v ohradě (rozdělena orientačně na sektory). Prostorové rozmístění odečítáno každých patnáct minut po celou dobu pozorování.

Přátelství

Byli zaznamenáváni koně ve vzdálenosti stejné či menší dvou koňských délek od sebe (Cameron et al. 2009). Opět odečítáno v patnáctiminutových intervalech po celou dobu pozorování.

10. Společenstva vhodná pro zavedení přirozené pastvy

10.1. Nelesní přirozená a polopřirozená společenstva

10.1.1. Subalpínská vysokobylinná a křovinná vegetace (*Mulgedio-Aconitetea*)

zejména pak:

Subalpínské vysokostébelné trávníky (*Calamagrostion villosae*)

Pastva nad horní hranicí lesa se u nás rozšířila v novověku, byť mohla být přítomna už dříve (doklady vypalování těchto poloh jsou ze středověku), a zřejmě přispěla ke snížení horní hranice lesa v Krkonoších a Jeseníkách. Pásly se ovce, kozy, skot. Výhodou oproti kosení je ponechávání živin v obecně chudém a vysokými srážkami ochuzovaném prostředí (ochuzení v důsledku kosení může vést k expanzi na živiny nenáročných druhů, jako je smilka tuhá). Dnes se luční porosty nad horní hranicí lesa (arkto-alpínská tundra) zapojují (depozice dusíku) a je žádoucí narušení porostů sešlapem, potlačení travinných dominant a podpora konkurenčně slabých druhů. Rizikem je možná

koncentrace druhů na přirozeně produktivních vlhkých místech (vysokobylinné nivy), jejich ruderalizace (expanze *Rumex alpinus*) a možné poškození populací vzácných druhů. V této souvislosti je známo, že četné relikty a endemity ve Velké kotlině v Jeseníkách trpí okusem kamzíků – zde je ovšem potřeba upozornit, že velcí spásači, zejména koně, se na rozdíl od ovcí a koz, tedy včetně kamzíka (podčeleď Caprinae), který je v Jeseníkách nepůvodním druhem, zaměřují na trávy, což činí riziko ohrožení většinou dvouděložných reliktů/endemitů ze strany velkých spásačů minimálním. Kočí (in Chytrý 2007) však naopak uvádí, že subalpínské upolínové nivy mohly ustoupit v důsledku vegetačních změn po ukončení pastvy a že druhová bohatost společenstva se v minulosti zvýšila díky pastvě a s ní souvisejícím dosycení o druhy nižších poloh. U subalpínských alpských luk v nadm. výškách 2 000–3 600 m byl z velkých spásačů podrobně zkoumán pouze vliv mléčného skotu. Studie ukázaly, dva fenomény: i) druhově nejbohatší jsou jednosečné subalpínské louky, ii) extenzivní pastva však představuje dobrou alternativu, pokud již socioekonomická situace neumožňuje tradiční jednosečné hospodaření zaměřené na výrobu sena (např. Fischer a Wipf 2002, Maurer et al. 2006).

10.1.2. Slaniskové trávníky (*Festuco-Puccinellietea*)

Vegetace jednoletých halofilních travin (*Crypsietea aculeatae*)
Vegetace jednoletých sukulentních halofytů (*Thero-Salicornietea strictae*)

Dramatický ústup slanomilné vegetace (zvláště pak jejích jednoletých typů) u nás je obecně připisován dvěma faktorům: narušení vodního režimu (zasolování se děje výparem vzlínající minerálně bohaté vody) a úpadkem pastvy, která podporovala konkurenčně slabé a na narušování půdního povrchu adaptované slanomilné druhy a potlačovala dominanty. Pozitivní mohlo být i obohacení živinami, protože některé slanomilné druhy jsou zároveň nitrofilní. Zároveň může narušováním povrchu činností kopytníků dojít k aktivizaci půdní semenné banky. V tomto směru je charakteristické přežívání vzácných slanomilných druhů na vesnických fotbalových hřištích, návsích a vlhkých polních cestách, jež režimem disturbancí připomínají intenzivní pastviny.

10.1.3. Louky a mezofilní pastviny (*Molinio-Arrhenatheretea*)

zejména pak:

Poháňkové pastviny a sešlapávané trávníky (*Cynosurion cristati*)
Nížinné aluviální louky (*Deschampsion cespitosae*)

V rámci této skupiny společenstev jsou zastoupena jak ta, která z pastvy profitují nebo jsou na ni striktně vázána (zejména některá společenstva svazu *Cynosurion*), tak společenstva tradičně udržovaná pravidelnou sečí (zejména svaz *Arrhenatherion* a *Polygono-Trisetion*), jež se při aplikaci pastvy (zejména intenzivní) mění v jiné vegetační typy (zejména poháňkové pastviny svaz *Cynosurion*). Svaz *Cynosurion* zahrnuje přímo vegetaci intenzivních pastvin a ekologicky blízkých sešlapávaných trávníků. V této vegetaci se významně uplatňují nízké vytrvalé druhy s přízemními růžicemi, poléhavými lodyhami, plazivými výběžky a také jednoleté druhy, přizpůsobené pastvě. Zastoupeny mohou být i pastevní plevele, včetně některých druhů ohrožených (hořce) nebo jinak ochranářsky významných (živné rostliny ohrožených hmyzů – např. mateřídouška). Pastva obecně podporuje na živiny náročnější luční společenstva díky menšímu exportu živin, takže v živinově



Obr. 68. Typickým fenoménem pastvin velkých kopytníků jsou takzvané mravenčí zahrádky. Luční mravenci přinášejí na osluněné vrcholky svých hnízdních kup semena nektarodárných bylin, včetně mateřídoušky, a vytvářejí tak ostrůvky odlišné vegetace. Zároveň luční mravenci od hnízdních kup odnášejí semena stromů a keřů dál od svých mravenišť, aby je vegetace dřevin v budoucnu nezastínila. © Miloslav Jirků

chudých oblastech může podpořit rozvoj luční vegetace této třídy na úkor např. chudých trávníků třídy *Calluno-Ulicetea nebo Festuco-Brometea*. Naopak při nadbytku živin (např. na místech, kde dochází k hromadění exkrementů pasoucích se zvířat) tato vegetace přechází v porosty vytrvalé ruderální vegetace. To se týká zejména intenzivních pastevních systémů. V extenzivních, o kterých pojednává předložená metodika, je ruderalizace prostorově velmi omezená, pokud se vůbec projevuje. Tradiční obhospodařování některých typů zahrnovalo kombinaci pastvy a seče (podzimní přepásání otav, kůlová pastva s dosečením nedopasků). Zvláštní kapitolou je pastva na produktivních aluviálních loukách, která na jedné straně podporuje ohrožené konkurenčně slabé vlhkomilné druhy (slatinné, slanomilné), při přílišné intenzitě pastvy nebo naopak při ponechávání rozsáhlých nedopasků dochází na těchto živinami bohatých stanovištích k zarůstání konkurenčně silnými travami (např. chrasticí rákosovitou) nebo vysokými bylinami. Některé vlhké produktivní louky svazu *Calthion* se mohou vyvinout na oligotrofních prameništích z ochranářsky cenné vegetace slatinných luk svazu *Caricion davallianae* v důsledku disturbancí pasoucími se zvířaty (prameniště je vhodné oplocovat).

10.1.4. Smilkové trávníky a vřesoviště (*Calluno-Ulicetea*)

Tato rozmanitá skupina společenstev (horské smilkové trávníky, květnaté krátkostébelné trávníky středních poloh, mezofilní porosty brusnicovitých keříčků, suchá vřesoviště) byla tradičně vesměs udržována středně intenzivní pastvou, někdy v kombinaci se sečením (trávníky), jindy s vypalováním nebo odstraňováním drnu (vřesoviště). Příliš intenzivní pastva podporuje v případě vřesovišť šíření

lučních druhů (zejména v dnešních podmínkách atmosférické depozice dusíku), jinde může vést k šíření poháňkových pastvin až ruderálních porostů.

10.1.5. Pionýrská vegetace písčin a mělkých půd (*Koelerio-Corynephoretea*)

Pastva podporuje většinu společenstev této široké třídy zahrnující vegetaci písčiny a mělkých kamenitých půd, často obsahující řadu ohrožených konkurenčně slabých specialistů, dnes vázaných na marginální narušované nebo iniciální biotopy (pískovny, lomy, lesní okraje, písčité cesty, železniční náspy, autokempy aj.).

10.1.6. Suché trávníky (*Festuco-Brometea*)

Většina typů suchých trávníků byla tradičně udržována různě intenzivní pastvou (zejména ovcí a koz), která na jejich stanovištích bránila zejména šíření dřevin. Významnou roli zde hrál také oheň. Vhodným způsobem hospodaření je pastva i dnes a při ochranářském managementu těchto stanovišť je stále častěji využívána. Konkurenčně silnější mezofilní druhy se díky nepříznivým stanovištním podmínkám (sucho, nedostatek živin) většinou prosazují jen v méně vysychavých širokolistých suchých trávnících, jež jsou produktivnější, a tak byly v minulosti někdy koseny. Bělokarpatské louky asociace *Brachypodio-Molinietum* a jim blízké vegetační typy (*Potentillo-Brachypodietum* na Čejčských špidlácích) s řadou ohrožených druhů byly koseny dlouhodobě a pastva pro ně může být méně vhodná. I zde však není důvod extenzivní pastvu velkých spásačů nevyzkoušet, zejména pak pastvu koní, kteří selektivně spásají trávy, čímž uvolňují prostor žádoucím dvouděložným a orchidejím, přičemž zároveň rozrušováním drnu podporují klíčení konkurenčně méně zdatných taxonů. Porosty s péřitými kavyly (zejména *Koelerio macranthae-Stipetum joannis*) při pastvě ustupují jiným vegetačním typům, jež jsou však v některých případech mimořádně ochranářsky cenné: *Astragalo exscapi-Crambetum tatariae*, obsahující řadu stepních reliktů, je dnes na jihomoravských stepích významně podporováno pastvou divokých králíků. I další typy suchých trávníků obsahují ohrožené druhy (např. hořce, orchideje) a vyžadují pravidelný ochranářský management, z nichž pastva koní je rozhodně nejvýhodnější, neboť je výrazně citlivější než sečení.

10.1.7. Vegetace skal, zdí a stabilizovaných sutí (*Asplenietea trichomanis*) a Vegetace pohyblivých sutí (*Thlaspietea rotundifolii*)

Vegetace těchto extrémních stanovišť je na pastvě z krátkodobého hlediska většinou nezávislá (zarůstání konkurenčně silnějšími druhy je většinou pomalé nebo se neděje vůbec), ale z dlouhodobého hlediska profituje z udržování bezlesí i na stanovištích, která by časem zarostla lesem nebo křovinami. Na některých lokalitách (např. v CHKO České středohoří) je tato vegetace, často bohatá na vzácné světlomilné druhy, v současnosti ohrožována přemnoženými nepůvodními muflony (sešlap, spásání, eutrofizace), což je ovšem, jako jiní zástupci Caprinae, selektivní spásač dvouděložných (viz výše komentář ke kamzíkům v oddíle „Subalpínské vysokostébelné trávníky“).



Obr. 69. Parkovitá krajina soutoku Dyje a Moravy s mohutnými solitérními duby, kterou tolik obdivujeme pro její estetiku i biologické hodnoty, není ničím jiným než výsledkem dlouhodobé činnosti velkých spásačů. Většina zdejších solitérních dubů je ve stadiu odumírání, nemá je však kdo nahradit, chybí mladší věkové kategorie a místní biota vázaná na staré stromy je učebnicovým příkladem extinkčního dluhu. Vysoké stavy spárkaté zvěře (tedy nevyhraněných okusovačů-spásačů), která raději okusuje dřeviny a spásá dvouděložné byliny než hrubé trávy, zde zamezuje zmlazování dubu i jiných dřevin, zatímco dříve zřejmě bohaté louky nechává zarůstat konkurenčně zdatnými trávami. Vlivem absence klíčových druhů velkých spásačů je krajina soutoku ekologicky nefunkční, v této podobě zaniká a nahrazuje ji výrazně ochuzené společenstvo vysokostébelných luk a stejnověkých lesních kultur. Že si krajina soutoku místy dosud zachovala alespoň v hrubých rysech svou parkovitou strukturu je dáno mechanickým kosením luk a dlouhověkostí dubu. (Zásadní byl vznik obory Soutok, díky čemuž nebyla část plochy převedena na vysokokmenné lesy.) Nenechme se však zmást, ve skutečnosti zde probíhá plošný zánik posledního většího fragmentu nížinné pastevní krajiny u nás. © Jan Miklín

10.1.8. Vegetace sešlapávaných stanovišť (*Polygono arenastri-Poëtea annuae*)

Tato vegetace se může vyskytovat na silně narušovaných místech intenzivních pastvin, které mívají podobné stanovištní podmínky jako sešlapávané okraje cest a další podobná stanoviště. Z ochranářského hlediska je tato vegetace většinou málo hodnotná.

10.1.9. Jednoletá vegetace polních plevelů a ruderálních stanovišť (*Stellarietea mediae*) a Suchomilná ruderální vegetace s dvouletými a vytrvalými druhy (*Artemisietea vulgaris*)

Tato vegetace je většinou vázána na jiným způsobem obhospodařovaná stanoviště, pastva však lokálně může podporovat zastoupení ruderálních druhů ve vegetaci. U některých vegetačních typů (vesměs mezických a mírně suchých luk) to bývá vnímáno jako problém a tehdy bývá jako ochranářský management preferováno sečení. Tento problém je však potřeba chápat jako důsledek příliš intenzivní pastvy, zejména malých uzavřených pastevních areálů s využitím hospodářských zvířat. V jiných případech je mírná ruderalizace považována za nevyhnutelnou daň za podporu konkurenčně slabých druhů. Vzhledem ke vzácnosti některých druhů plevelů (např. ze svazů *Caucalidion*, *Onopordion* a *Malvion neglectae*) jsou však některé pastvou nepříliš ruderalizované porosty (například suchých trávníků) naopak zvlášť ochranářsky cenné (Chytrý 2009). V podmínkách pastevních rezervací k ruderalizaci nedochází vlivem nízké hustoty zvířat.

10.1.10. Nitrofilní vytrvalá vegetace vlhkých a mezických stanovišť (*Galio-Urticetea*)

Tato vegetace je obecně podporována intenzivní pastvou (narušení, hromadění živin na určitých místech), většinou však má malou ochranářskou hodnotu nebo obsahuje druhy z tohoto hlediska problematické (expanzivní, invazní). Existují však výjimky (např. příbřežní vysokobylinné porosty svazu *Senecionion fluviatilis*).

10.1.11. Mezofilní a xerofilní křoviny a akátiny (*Rhamno-Prunetea*)

zejména pak:

Nízké stepní křoviny (*Prunion fruticosae*)

Mezofilní a suché křoviny nelesního prostředí (*Berberidion vulgaris*)

Pastva podporuje vznik a udržování křovin na úkor lesa. Řada druhů křovin je k pastvě přizpůsobena: obranou proti této predaci jsou kolce (např. u *Prunus spinosa*), trny (*Berberis vulgaris*), ostny (*Rosa* spp.), korkové lišty (*Acer campestre*, *Euonymus europaeus*, *Ulmus minor*) nebo obsahové látky (*Prunus mahaleb*). Pastvu ztěžují suché větve, které u některých druhů (např. *Prunus spinosa*) hustě vyplňují vnitřní prostor keře. Většina druhů je klonální a po odstranění nadzemní hmoty snadno zmlazuje a rychlým růstem výmladků uniká směrem vzhůru z dosahu býložravců (Sádlo et al. in Chytrý 2013). Křoviny významně zvyšují heterogenitu stanovišť na pastvinách a mohou podporovat zmlazování dubu. Některé typy jsou ochranářsky významné (např. lesostepní křoviny svazů *Prunion fruticosae* a asociací *Violo hirtae-Cornetum maris* a *Antherico-Coryletum* ze svazu *Berberidion vulgaris*). Okus velkými kopytníky vytváří typické pastevní růstové formy křovin, buď vysoko vyvětvené s deštníkovitou korunou, což je typické pro hlohy a vzrůstnější slivoně (myrobalán, mirabelka), nebo naopak hustě zavětvené a silně otrněné, nízké kompaktní formy (všechny růžovité). Právě tyto růstové formy jsou důležitou komponentou pastevních ekosystémů a je na ně vázána řada vzácných druhů živočichů. Některé keře velcí kopytníci prakticky ignorují, v našich podmínkách např. dřišťál obecný (*Berberis vulgaris*). V pastevní rezervaci Milovice (Traviny-západ) činnost velkých kopytníků účinně eliminuje invazní pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*), který zde dříve ve starých porostech suchých křovin tvořil souvislý podrost. Březové lesíky typické pro opuštěné pastviny ve

středních polohách (velkoplošně např. v některých vojenských prostorech) jsou také řazeny mezi křoviny (svaz *Sambuco-Salicion*).

10.2. Lesní přirozená a polopřirozená společenstva

10.2.1. Obecná poznámka k vlivu pastvy na lesní společenstva

Ve všech níže uvedených lesních společenstvech může pastva velkých herbivorů vedle zmiňovaných pozitivních efektů přinášet z hlediska ochrany přírody negativní jevy, a to zejména v případě dlouhodobě příliš intenzivní pastvy. Příklady z lesů jižní Moravy, Křivoklátska nebo Českého středohoří s přemnoženou zvěří složenou z jelenovitých a ovcí (muflon) ukazují, že zejména na živinami bohatých půdách může vést intenzivní narušování a spásání k ruderalizaci podrostu a ústupu typických lesních druhů. Platí to např. pro okolí pleší, které spárkatou zvěř přitahují, a jejichž unikátní společenstva jsou činností zvěře na řadě míst výrazně degradována. Omezené zmlazování dřevin, které je relevantní z lesnického hlediska, naopak z hlediska ochrany diverzity rostlin většinou problém není, protože většina lesních druhů je schopná přežívat i v rozvolněných lesních porostech a v mozaikách lesa a bezlesí. Otevřenou otázkou je ohrožení určitých druhů selektivním spásáním, pro jehož zhodnocení máme nedostatek údajů. Na tomto místě je potřeba upozornit, že ve výše uvedených a často citovaných příkladech lesních společenstev degradovaných nadměrným spásáním a ruderalizací se vesměs jedná o zcela umělá a nefunkční společenstva herbivorů, složená výlučně z oportunních býložravců, do značné míry nepůvodních taxonů (muflon, sika), zato s absencí velkých spásačů (viz kap. 1.8.). Tyto příklady proto zhola nic nevypovídají o fungování vyvážených společenstev, kterým by měli dnes zcela chybějící velcí spásači naopak dominovat. Na rozdíl od jelenovitých a ovcí je působení vesměs striktně stádních velkých spásačů více periodické, dávající prostor regeneraci díky ponechávání vůbec, nebo jen málo spasených míst, které je pro velké tury a koňovité typické. Stádní velcí spásači jsou totiž vzhledem k větším potravním nárokům jednotlivých členů stáda obzvláště v lesích nuceni k neustálému přesouvání z místa na místo – musí se přesunout dříve, než místo zcela spasou, protože nenasytí všechny členy stáda. Je proto třeba se vyvarovat srovnávání spárkaté zvěře a velkých spásačů, což je bohužel při posuzování vhodnosti zavedení přirozené pastvy běžná praxe. Lze shrnout, že zejména management světlých lesů je bez přítomnosti velkých spásačů prakticky nemožný.

10.2.2. Poříční vrbové křoviny a vrbovotopolové luhy (*Salicetea purpureae*)

Rozvoj vrbových a topolových (měkkých) luhů (svaz *Salicion albae*) v nivách velkých řek mohl být v minulosti podpořen lesní pastvou, která narušovala bylinné patro a omezovala zmlazování konkurenčně silných stínomilných druhů dřevin (Neuhäuslová a Douda in Chytrý 2013). I dnes se tak mohou v říčních nivách díky narušení a okusu pasoucími se zvířaty prosazovat snadno se šířící, světlomilné vrbiny na úkor pomaleji rostoucích a hůře se šířících druhů stínomilných dřevin.

10.2.3. Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy (*Carpino-Fagetea*) - Lužní lesy (*Alnion incanae*)

Nivy jsou tradiční součástí kulturní krajiny a člověkem jsou využívány od nepaměti (např. niva v oblasti soutoku Moravy a Dyje (Obr. 69) v období Velké Moravy). K největšímu odlesnění niv došlo ve středověku a novověku, přičemž naprostá většina byla ještě v 19. století obhospodařována jako louky, pastviny a políčka. Obmýtí (tvrdých) luhů bylo ještě v 17. století velmi krátké (7–35 let v pařezinách) a zároveň v nich probíhaly lesní pastva, travaření a polaření. Ještě na počátku 20. století

měly mnohé tvrdé luhy tvar nízkého nebo středního lesa a teprve tehdy začaly být převáděny na lesy vysoké. Současné vysoké a stinné lužní lesy jsou tedy relativně mladé a jejich dynamika je ovlivněna hospodařením v minulosti (Douda in Chytrý 2013). Pastva tak může přispět k obnově tradiční mozaiky stanovišť v říčních nivách a podpoře jejich diverzity.

10.2.4. Květnaté a kyselé bučiny a jedliny (*Fagion sylvaticae, Luzulo-Fagion sylvaticae*)

K tradičním formám hospodaření v jedlobukových lesích patří vedle vyhrabávání listového opadu i lesní pastva domácích zvířat na podrostu a v semenných letech pastva prasat na bukvicích. Podle většího množství údajů z našeho území (např. z jedlobučin moravských Karpat) měly tyto praktiky pozitivní vliv na zastoupení jedle v porostech (preference buku před jedlí). To je opačná situace oproti současnosti, kdy divocí jelenovití herbivoři preferují jedli před bukem a omezují tak její zmlazování. Dominance buku může mít negativní důsledky pro biodiverzitu (Boublík in Chytrý 2013, Hédl in Chytrý 2013), proto může obnova pastvy v lesích přispět k diverzifikaci horských lesů.

10.2.5. Dubohabřiny (*Carpinion betuli*)

V minulosti vedlo dlouhodobé rozvolňování stromového patra těchto obvykle stinných lesů působením lesní pastvy, výmladkového hospodaření (pařeziny) a vyhrabávání listového opadu k přeměně některých porostů na druhově bohaté teplomilné doubravy z okruhu asociace *Melico pictae-Quercetum roboris*, pro které je charakteristický výskyt řady vzácných světlomilných druhů rostlin (Roleček 2007, Chytrý in Chytrý 2013). Dnes může obnova lesní pastvy přispět k zachování nebo obnově těchto cenných společenstev.

10.2.6. Teplomilné doubravy (*Quercetea pubescentis*) a Acidofilní doubravy (*Quercetea robori-petraeae*)

Dubové lesy patří podle řady názorů k lesním společenstvům, jejichž vývoj je nejtěsněji spjat s pastvou velkých býložravců. Podle hypotéz pastevní savany, resp. lesní pastvy (Vera 2000) byl dub spolu s dalšími světlomilnými druhy během holocénu vázán na bezlesé partie dynamické mozaiky lesa a bezlesí vytvářené pastvou divokých velkých býložravců. Později pod vlivem člověka si dub přes svou světlomilnost, a tedy malou konkurenční schopnost vůči stínomilným dřevinám uchovával pozoruhodně stálé zastoupení v krajině, což lze připisovat jeho významu jako hospodářské dřeviny (palivové a stavební dřevo, žaludy pro pastvu prasat, kůra na tříslo atd.), ale i dobrým přizpůsobením k tradičním managementovým zásahům: výmladkové hospodaření, lesní pastva a hrabání listového opadu na stelivo měnily stanovištní podmínky lesů ve prospěch dubu a druhů doubrav (dnes často ochranářsky významných) prostřednictvím prosvětlování porostů, podpory druhů s dobrou pařezovou výmladností a ochuzováním o živiny. Dub také patřil a patří k úspěšným kolonizátorům opuštěných pastvin, mezí, kde bylo upuštěno od pastvy a seče apod. Po ukončení tradičního obhospodařování se světlé doubravy často sukcesně mění v zapojenější lesní společenstva s větším zastoupením stínomilných, často nitrofilních druhů s menší ochranářskou hodnotou. Obnova lesní pastvy může významně pomoci tento nepříznivý trend zabrzdit.

10.2.7. Bazifilní podhorské bory (*Erico-Pinetea*) – Boreokontinentální jehličnaté lesy (*Vaccinio-Piceetea*)

zejména pak:

Bazifilní kontinentální bory (*Festuco-Pinion sylvestris*)

Také borové lesy, podobně jako doubravy, byly historicky silně ovlivněny tradičními způsoby lidského hospodaření. I borovice je totiž konkurenčně slabá světlomilná dřevina, jejíž zastoupení v krajině svými zásahy podpořil člověk. To se zvlášť týká těch typů borových lesů, které rostou na příznivějších stanovištích, kde se mohou uplatnit konkurenčně silné stínomilné listnáče. Část borových porostů byla zřejmě pouze ovlivněna lesní pastvou, část vznikla spontánní sukcesí, nebo dokonce výsadbou borovice na bývalých pastvinách. Dnes může obnova lesní pastvy přispět k zabrzdění pokračující sukcese ke stinným listnatým lesům.

10.2.8. Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin (*Isoëto-Nano-Juncetea*)

zejména pak:

Jednoletá vegetace minerálně bohatých obnažených den v teplých oblastech (*Verbenion supinae*)

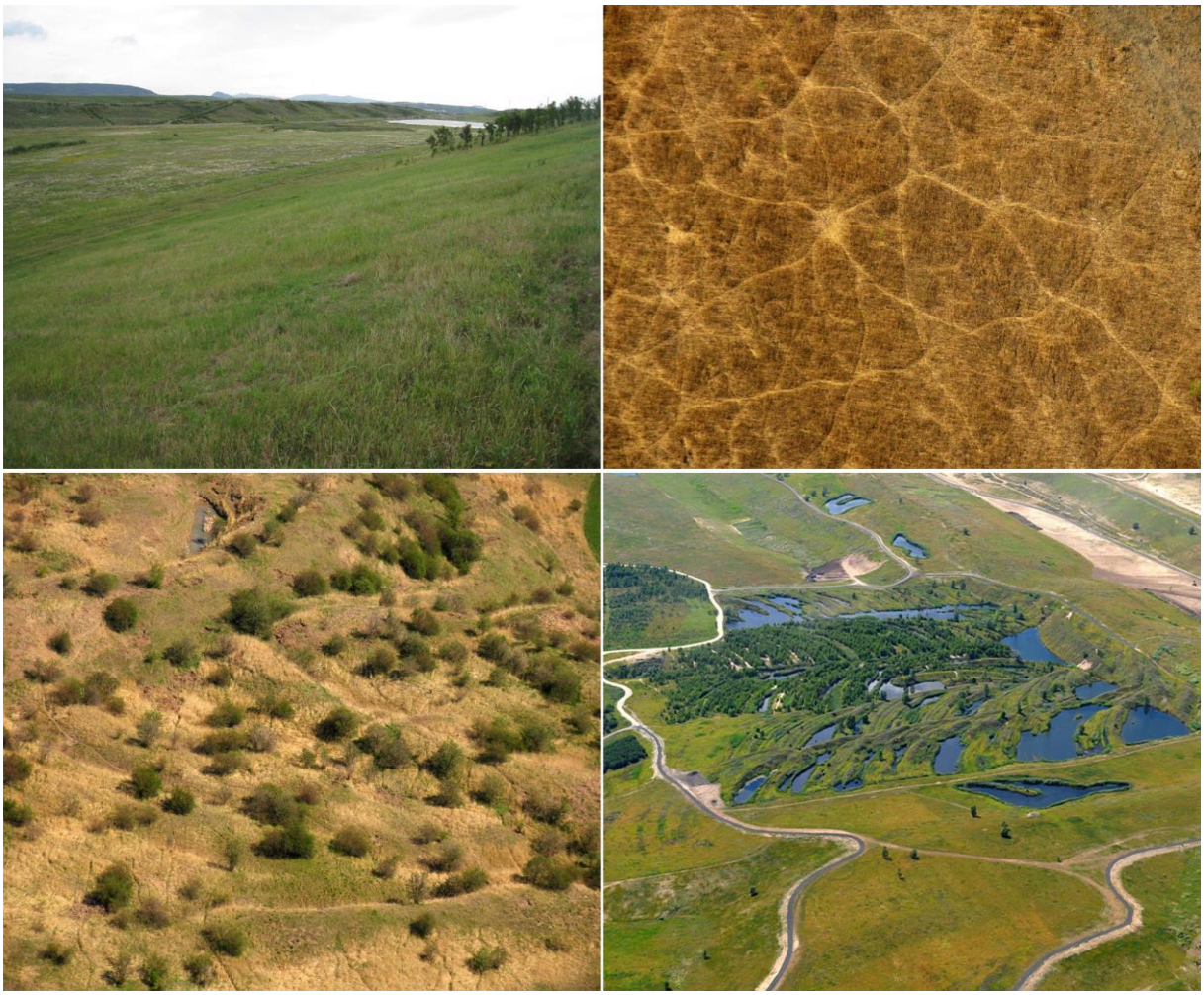
Tak jako u ostatních typů jednoleté vegetace rostoucí na živinami bohatých stanovištích je i výskyt vegetace této třídy podporován pastvou. Byť jejími nejběžnějšími stanovišti jsou dna obnažených rybníků a obdobné mokřadní biotopy, mohou se tato společenstva, bohatá na ohrožené konkurenčně slabé druhy, vyskytovat i na vlhkých pastvinách – typicky v nivách nebo rybničních litorálech.

10.2.9. Vegetace rákosin a vysokých ostřic (*Phragmito-Magno-Caricetea*)

Pastva podporuje zejména vegetační typy s dominancí nižších druhů (např. ostřice, zblochany atd.), jež trpí konkurencí rákosu, jehož dominance je v místech, kam se zvířata dostanou, pastvou zcela zásadně potlačena. Jako u jiných typů mokřadů je v případě intenzivní pastvy rizikem silné narušení podporující krátkověké a na živiny náročné druhy (z nichž ovšem řada dnes také patří mezi ohrožené). Riziko silnějšího narušení a eutrofizace však v případě extenzivní pastvy odpadá.

10.3. Postindustriální oblasti

Na příkladu různých taxonů bylo opakovaně potvrzeno, že se mnohé postindustriální oblasti ponechané spontánní sukcesi transformují v ekologicky významná stanoviště (Obr. 70). Nezřídka představují refugia četných ohrožených druhů vázaných na stepní a vodní biotopy, které v běžné krajině ustoupily či zcela vymizely (viz např. Tropek a Řehounek 2011). Přesto se nezdá, že by se výrazně měnila praxe, kdy o tato cenná území nevratně přicházíme vlivem technických rekultivací. Jde o území o to cennější, že jsou rozsáhlá a kompaktní, díky čemuž mají ohromný potenciál stát se v budoucnu ostrovy svébytných společenstev v prostorových měřítkách, která v kombinaci se zmiňovanou ekologickou hodnotou nemají v české krajině obdoby. Po prvotní fázi, kdy hostí poměrně značnou biodiverzitu, jsou i postindustriální stanoviště, podobně jako mnohé jiné nelesní biotopy, vlivem sukcese postiženy poklesem různorodosti na úrovni druhů i společenstev. Tam, kde z edafických důvodů výsypky nezarůstají dřevinami, vznikají často rozsáhlé plochy antropogenních stepí, kterým obvykle dominují husté ruderalizované vysokostébelné trávníky tvořené několika málo



Obr. 70. Již dlouho víme, že výsypky a jiná postindustriální stanoviště pro přírodu nepředstavují problém, nýbrž ohromnou šanci, která se již ve srovnatelném měřítku nebude opakovat. Již dlouho víme, že nejhorší, co můžeme s výsypkami z hlediska přírody a veřejného rozpočtu udělat, jsou technické rekultivace. Již dlouho víme, že spontánně vzniklá příroda postindustriálních oblastí si v mnoha případech zaslouží ochranu, nikoliv plošnou likvidaci. Rozsáhlé kompaktní oblasti antropogenních stepí mají z hlediska rekultivace a trvalého managementu pomocí velkých spásačů obrovský potenciál. Kopytníkům se zde daří, jejich pobytové stopy jsou dobře patrné z výšky (vpravo nahoře). Nežije zde ovšem jediný býložravec, který by dokázal potlačovat expanzivní plevele. Stovky zubrů, koní a kulanů zatím bez perspektivy dlí v nejrůznějších chovných zařízeních, pro něž jsou často přítěží. Bude to proměněná, nebo jen další promarněná šance? Mostecko. © Markéta Henychová

expanzivními druhy trav a bylin. Ty jsou po většinu roku prakticky nestravitelné pro běžnou spárkatou zvěř, která se přitom na podobných lokalitách vyskytuje v relativně vysokých počtech. Tato extrémně chudá, avšak velmi „trvanlivá“ společenstva pak znemožňují přežívání původně pestrých společenstev a na dlouhou dobu blokují další sukcesi. Hlavní problém spočívá v absenci disturbancí, které by omezily růst expanzivních plevelů, udržovaly heterogenitu vegetace a umožnily vznik různorodých společenstev. Právě taxony rostlin, které jsou v tomto ohledu nejproblematičtější – zejména třtina křovištní (Obr. 71) a rákos, jsou preferovanou potravou jak koňovitých, tak velkých turů. Velcí spásači proto mají evidentní potenciál rychle, levně a ve velkých prostorových měřítkách tyto šedé zóny transformovat, nastartovat v nich cirkulaci živin a usměrňovat jejich vývoj směrem k trvale bohatým společenstvům.

V současnosti je rozhodnuto o osudu jednotlivých hnědouhelných dolů a veškeré rekultivační ideologické možnosti jsou zřejmě vyčerpány. Realizovány byly nejrůznější alternativy rekultivací – od



Obr. 71. Koně jsou selektivní spásači specializovaní na traviny. Nejen bez problémů, ale dokonce s velkou chutí spasou i rozsáhlé porosty těch nejproblematičtějších a pro většinu býložravců nejhůře stravitelných druhů včetně starých porostů třtiny křovištní a rákosu s velkým množstvím nahromaděné stařiny. Nejsou-li přikrmováni jádrovým krmivem, kompenzují si koně potřebu příjmu cereálií cíleným spásáním klasů travin, čímž tlumí nejen jejich kvetení a produkci pylu, ale také tvorbu semen. Na obrázku je mnohahektarová plocha téměř jednodruhového porostu třtiny křovištní v bývalém VVP Milovice-Mladá během prvního roku pastvy. Jak je z fotografie patrné, třtina po zavedení pastvy koní nedokázala vůbec vykvést, neboť koně takřka všechny klasy spásli dříve, než vůbec stihla vytvořit semena. Jediná místa, kde třtina v přítomnosti koní vykvete, jsou ta, do nichž se koně nedostanou, v tomto případě oplocená experimentální ploška v pravé části snímku. Milovice. © Miloslav Jirků

velkých jezer a velkoplošných rekreačních oblastí až po hipodromy. Lesnické a zemědělské rekultivace, jejichž prospěšnost je často sporná a výsledek z dlouhodobé perspektivy nejistý, jsou enormně nákladné a představují nemalou zátěž i pro budoucí generace. Mnohé postindustriální lokality přitom představují pro přírodu velkou šanci, nikoliv zátěž, které bychom ji měli zbavit. Vypracování metodiky nového způsobu rekultivace a dlouhodobého managementu zejména bývalých dobývacích prostor, deponií a výsypek pomocí velkých spásačů, navíc s perspektivou jejich využití pro produkci masa a měkký turismus, je více než žádoucí. Tématu by měla být v zájmu úspor veřejného rozpočtu a ochrany přírody urgentně věnována patřičná pozornost.

Začlenění přirozené pastvy do rekultivačních postupů se přes dosavadní snahu nepodařilo. Většina rekultivačních plánů bohužel počítá jen se zřízením ovčích pastvin, přestože ta je v tuzemském tržním prostředí ztrátová a závislá na dotacích. Stačila by přitom pouze malá úprava strategických dokumentů a přirozená pastva velkých kopytníků by mohla rekultivované (pastevní) plochy zásadně změnit. Z povrchových hnědouhelných dolů, v nichž bude brzy ukončena těžba, je zavedení přirozené pastvy perspektivní např. v dole Československé armády a dole Vršany. Zavedení přirozené pastvy by zde přitom nekolidovalo s dalšími rekultivačními záměry (jezera) a umožnilo by s nízkými náklady vznik unikátního krajinného celku vysoké biologické a krajinářské hodnoty se značným ekonomickým potenciálem.

11. Výběr lokalit a oblastí vhodných pro zavedení přirozené pastvy v ČR – Příloha 2

V rámci přípravy metodiky bylo na základě terénních, literárních a kartografických šetření autorů v rámci Česka identifikováno nejméně 145 lokalit potenciálně vhodných pro zavedení přírodní pastvy. Nejde a nemůže se jednat o vyčerpávající seznam, snahou bylo ukázat potenciální lokality v celé jejich ekologické a prostorové škále. Česku se dosud do značné míry vyhýbá fenomén postihující jižní a části západní Evropy – vylidňování venkova a opouštění zemědělské půdy. Na druhou stranu se česká ochrana přírody potýká s chronickým nedostatkem prostředků na údržbu přírodně cenných lokalit. Z těchto důvodů je u nás většina lokalit vhodných pro zavedení přirozené pastvy omezena na zvláště chráněná, postindustriální, záplavová a jiná území zůstávající mimo režim konvenčního hospodaření. Jinými slovy – navržené lokality zahrnují ty, kde lze (a je vhodné) přírodní pastvu zavést v podstatě okamžitě. V této souvislosti je důležité zmínit, že při dodržení metodických zásad specifikovaných v této metodice lze přirozenou pastvou udržovat téměř libovolný segment krajiny a záleží tedy jen na preferencích majitele/uživatele pozemků a vstřícnosti úřadů.

Seznam dílčích příloh 2: 2A Mapy (na konci metodiky + elektronický soubor), 2B Lokality_def.xls (elektronický soubor), 2C GIS_vrstvy (elektronický soubor)

12. Příklady praxe v ČR a zahraničí

Česká republika je v oblasti přirozené pastvy výrazně pozadu za zbytkem Evropy. Jedním z podstatných důvodů je nesporně skutečnost, že jen málo regionů bylo tak intenzivně postiženo přerušením rolnické tradice, jako se to stalo vlivem komunismu u nás. Vše bylo znárodněno, populace ztratila vztah k půdě, zapomněla běžné dovednosti, odvykla si přítomnosti velkých zvířat v krajině. Zbytek bývalého východního bloku rovněž nebyl tak poznamenán jako Česko. V Polsku, Maďarsku, na Balkáně i na Slovensku se alespoň regionálně samovýroba a drobné rolnictví zachovalo. To, co je jinde v Evropě, i té vyspělé, součástí každodenní reality, např. pohyb dobytka po krajině, po cestách apod., stalo se u nás zcela nezvyklým. Má to své výhody i nevýhody. Nevýhod je samozřejmě více. Trvalo poměrně dlouho, než se u nás začalo o managementu pomocí velkých spásačů, nebo dokonce jejich reintrodukci do přírody vůbec reálně uvažovat. Předpokládalo se, že cenné nelesní lokality bude možné adekvátně udržovat kosením, což se z kapacitních, finančních a jiných důvodů ukázalo jako nereálné. Začalo se tedy pást, přičemž se předpokládalo, že pastevní management zastanou malí přežvýkavci. Praxe však brzy ukázala, že ani tento předpoklad neplatí. O chov ovcí a koz u nás není zájem, protože není rentabilní z důvodu nízkých cen vlny a malého zájmu o jejich mléko a maso. Navíc pastva ovcí vedla k degradaci mnoha cenných lokalit. Management krajiny se tedy výrazně nezefektivnil, zato přibyla další forma managementu, kterou je nutné dotovat. Podobně je problematická pastva hospodářského skotu. Příkladem může být NP Šumava, kde je skot pasen na značných plochách včetně jádrových oblastí. Výsledkem je krajina plná ohradníků často nevalné technické a estetické kvality, mnohdy příliš intenzivní pastva v citlivých lokalitách a napříč značné rozloze i nemožnost zavést v krátkodobé perspektivě přirozenou pastvu velkých kopytníků (nájmy, pachty, dotační závazky atd.). Zavedení přirozené pastvy by přitom v našem největším národním parku bylo možné realizovat na desítkách kilometrů čtverečních, odstranilo by ze šumavské krajiny stovky kilometrů rušivých a omezujících elektrických ohradníků a obnovilo by tolik žádoucí přírodní procesy. Jako problematický se ukazuje také typický český zlozvyk – krmení cizích zvířat. Zřejmě jedinou výhodou ztráty kontaktu české populace s půdou a velkými zvířaty je možnost poučit se ze

zahraniční praxe a vyvarovat se některých chyb. Po zavedení pastvy velkých kopytníků v bývalém vojenském prostoru Milovice se ukázaly jako neodůvodněné předběžné obavy z negativních reakcí veřejnosti. Rezervace velkých kopytníků se naopak stala velmi populární a vyhledávanou. Nečekanou nevýhodou pastvy velkých kopytníků se překvapivě stala její nízkonákladovost a transparentnost. Zatímco vedoucí představitelé resortu ochrany přírody deklarují podporu úsporným řešením, na lokální úrovni převládá preference výrazně dražších, byť často nefunkčních a překonaných přístupů. V tomto ohledu zůstává česká ztráta za ochranářsky nejvyspělejšími zeměmi nejvýraznější a postupem času se spíše zvětšuje. Zatímco v ČR se s velkými problémy daří zakládat pastevní rezervace spíše na nižších desítkách hektarů, a nyní největší má 350 ha, v zemích západní Evropy dosahují podobné rezervace rozlohy tisíců hektarů, chystá se jejich propojování ekodukty nad rušnými komunikacemi apod.

12.1. Příklady špatné praxe

12.1.1. Oostvaardesplassen, Nizozemsko

Oostvaardesplassen (Obr. 72) jsou znám jako první místo v Evropě, kde bylo roku 1983 přistoupeno k tzv. dedomestikaci koní (polský konik) a skotu (Heckův skot) za účelem pastevního managementu. Kromě odlovu hendikepovaných jedinců zde člověk nezasahuje. Původně se jednalo o poldr určený k výstavbě průmyslové zóny, nakonec zde však vznikla rezervace. Právě zde Frans Vera poprvé prosadil management pomocí velkých kopytníků za účelem ověření své teorie lesní pastvy (potažmo zda velcí býložravci změní zdejší vrbový les v otevřený biotop). Suchá část má kolem 2 500 ha a v roce 2015 tam žilo kolem 3 000 jelenů, 1 000 koní a 500 hlav skotu. Chronickým problémem jsou vysoké stavy zvěře bez možnosti migrace. To vede k cyklickému vyčerpání zdrojů potravy (vegetace) a následným masovým úhynům zvířat. Stavy zvířat proto pravidelně fluktuují o desítky procent. V této podobě jde o špatnou praxi – zvířat je zde příliš mnoho, jde o intenzivní pastvu, nikoliv extenzivní, sukcese zde v podstatě neprobíhá, masové úhyny způsobené neuspokojivou úrovní welfare zvířat vedou k negativnímu postoji části veřejnosti, oborníků a politiků. Pokud je známo, neprobíhá zde systematický monitoring. Přes veškeré výhrady je nutné vyzdvihnout, že jde o pionýrský projekt historického významu, který přesvědčil řadu autorit o tom, že koně i skot lze nechat žít bez lidské péče, a vedl ke vzniku řady dobře designovaných a fungujících projektů jinde. V roce 2018 došlo kvůli dlouhotrvající kritice hromadných úhynů ke změně přístupu v rezervaci a byly stanoveny limity počtů zvířat jednotlivých druhů. Jako v jiných rezervacích, tak i v Oostvaardersplassen jsou nutné zásahy regulující počty zvířat ze strany člověka. Počty byly stanoveny na 500 jelenů, 210 jedinců Heckova skotu a 550 koniků.

12.1.2. Polský konik, Heckův kůň a Düllmenský kůň

S plemenem polský konik se pojí mýtus o jeho odvozenosti od divokých koní z oblasti Bělověže. Ve skutečnosti jde o umělé a novodobé plemeno šlechtěné od 30. let 20. století, které nemá s divokým koněm společného více než jiná tzv. primitivní plemena. Na trhu je spolu s Heckovým koněm a Düllmenským koněm, o nichž platí totéž, často prezentován a nabízen jako tarpan. Jde o klamavou reklamu. Ve skutečnosti ani jedno z těchto plemen fenotypově neodpovídá divokému koni. Pro evropské prostředí jde o vzhledově neautentická plemena.

12.1.3. Heckův skot

Podobně jako je tomu u výše uvedených plemen koní, i Heckův skot je klamně nabízen jako pratur (aurochs). Ve skutečnosti jde o plemeno stejně novodobé a svému vyhynulému vzoru vzhledově

neodpovídající.



Obr. 72. Rezervace Oostvaardersplassen, Nizozemsko. Výrazná barevná variabilita se zde u polského konika rozvinula po výpadku chovatelských zásahů, zejména odstraňování zvířat, která nemají požadovanou šedou barvu. Ilustruje to fenotypovou nestálost plemene, jehož charakter je trvale závislý na chovatelských zásazích. V pozadí je vidět Heckův skot a dále na pastvině pak velké hejno bernešek, které se zde spolu s husami každoročně ve velkém počtu (oba druhy až 10 000) pravidelně zastavují na tahu. Poté co zde vznikly rozsáhlé pastviny, husy se nejen vrátily ve větších počtech, ale dokonce v Nizozemsku začaly po sto letech i hnízdit. © Miloslav Jirků



Obr. 73. Rezervace Kraansvlak, Nizozemsko. Jemnozrnná mozaika biotopů udržovaná činností zubrů a koní. © Miloslav Jirků

U Heckova skotu jsou navíc u obou pohlaví chronické problémy se zvýšenou agresivitou, nelze jej proto v žádném případě doporučit pro pastevní management.

12.1.4. Divocí koně vs. legislativa EU

Jak ukázala velmi zajímavá studie Lopez-Bao et al. (2013), naráží existence divokých (ferálních) populací koní v rámci EU na zásadní legislativní problémy. V Galicii (i jinde ve Španělsku) jsou tradičně chováni koně na volno, některé populace jsou v podstatě ferální, i když jednotlivá stáda mají formálního majitele v podobě majitele pozemků, jež obývají. Přínos těchto ferálních populací spočívá např. v redukci přízemní biomasy v lesích, zejména vysokých travin, což výrazně snižuje riziko požárů. Důležité je i to, že ferální koně představují preferovanou kořist vlků. To umožňuje existenci velkých populací vlků (desítky smeček) i ve vyloženě pastevních oblastech, kde jsou vysoké stavy ovcí a zároveň nízké stavy divoké zvěře. Ferální koně tak zcela zásadním způsobem tlumí konflikty vlků s farmáři, díky čemuž není přítomnost vlků ani v tradičně pasteveckých oblastech vnímána obyvatelstvem jako problematická. Důvod vlčích loveckých preferencí je pravděpodobně to, že nehlídaní koně jsou pro vlky bezpečnější kořist než hlídané ovce. Ferální koně jsou v některých oblastech Španělska farmáři tolerováni také proto, že je jejich volný chov, resp. přítomnost na jejich pozemcích, nic nestojí, a tolerují tedy i predaci koní vlky. Bohužel tento po staletí fungující model mutuálně výhodné koexistence farmářů, ovcí, ferálních koní a vlků je v konfliktu s požadavky EU na animal welfare, masnou produkci a nakládání s uhynulými zvířaty. Důvod? Kůň není považován za divoké zvíře a s ferálními koni legislativa nepočítá. Jedná se o další příklad toho, jak integrační snahy v rámci EU, nejsou-li aplikovány citlivě, mohou fatálně narušit tradiční způsoby hospodaření a vážně ohrozit klíčové druhy (v tomto případě vlky a koně), které mají naopak za cíl chránit.

12.1.5. Rewilding Europe

Nizozemská nevládní organizace realizující několik projektů na zavádění velkých kopytníků v různých částech Evropy. Generálním sponzorem je nizozemská národní loterie, jejíž je Rewilding Europe (RE) se svým rozsáhlým zaměstnaneckým aparátem de facto příspěvkovou organizací. Podstatná část aktivit je z vědeckého hlediska velmi kontroverzních, např.: odsouzeníhodné vypouštění přebytečných polských koníků z Nizozemska na Balkán, kde geneticky ohrožují samotnou identitu místních unikátních plemen koní; reintrodukce zubra v rumunských Karpatech bez ohledu na doporučení koordinátora plemenné knihy (= zakládání stád z příbuzných zvířat atd.); neuvážené vypouštění praturů do turisticky frekventovaných oblastí v Chorvatsku; úhyny zubrů v Bulharsku vlivem nevhodného umístění aklimatizačních ohrad atd. Velmi dobré PR, avšak s ohledem na velikost organizace, vynaložené prostředky a celkovou prezentaci slabé až rozporuplné reálné výsledky. Ze strany RE je silná snaha o monopolizaci evropských projektů, v nichž hrají roli velcí kopytníci. Praxe je taková, že se nový partner, tj. realizátor projektu na přirozenou pastvu, „nezávazně za účelem sdílení zkušeností“ zaregistruje v networku RE a organizace pak jeho projekt prezentuje sponzorovi jako svůj nový výsledek. V posledních letech vykazuje praxe RE určité zlepšení, např. odborně lépe zvládnuté reintrodukce, ale celkový modus operandi, tedy faktické přivlastňování výsledků projektů realizovaných třetími stranami, zůstává zachován. Na místě je velmi obezřetné jednání.

12.2. Příklady dobré praxe

12.2.1. Kraansvlak, NP Zuid-Kennemerland, Nizozemsko

NP chrání ekosystém pobřežních dun (obr. 73). Je rozdělen elektrickým ohradníkem na dvě zóny, každá je udržována jinou kombinací zvířat (zubři + koně, skot + koně), je zde velká populace daňků.

Turů a koní je relativně nízký počet – 24 zubrů a kolem 10 koní udržuje plochu cca 300 ha. Jde o poměrně málo úživnou lokalitu s mozaikou písečných pobřežních dun, ploškami stepní vegetace, rozptýlenými dřevinami, je zde několik malých vysázených lesíků, přírodní jezera a mokřady. Jednoznačně dobrá praxe – extenzivní pastva zde udržuje jemnozrnnou mozaiku habitatů, probíhá zde dlouhodobý telemetrický monitoring zubrů a několik dílčích projektů zaměřených na vývoj vegetace, disturbance, entomologii atd. Zónou se zubry vede přes 2,5 km dlouhá pěší stezka pro veřejnost, která je od 1. 3. do 31. 8 uzavřena z důvodu hnízdění ptáků (podobná omezení jsou v nizozemských rezervacích běžná). Počet a frekvence návštěvníků jsou do značné míry regulovány umístěním obou vstupů do pastvin více než 1 km od nejbližšího parkoviště. Rezervaci je v malých skupinách do 15 osob celoročně možné navštívit v rámci placených exkurzí s průvodcem. Dobrá informovanost a prezentace výsledků, dlouhodobý monitoring dopadů činnosti velkých spásačů na lokalitu. Jde o svého druhu průlomový projekt – právě zde byli zubři vůbec poprvé vysazeni do nelesního prostředí, což postupně přesvědčilo autority koordinující záchranné chovy a reintrodukce zubra o tom, že zubrům se v nelesním prostředí daří a les vyloženě nepotřebují. Zde také funguje nejminimalističtější typ ohrazení pro zubry. Rezervaci, která končí jen několik set metrů od zástavby Haarlemu a v jejímž těsném sousedství se nachází automobilový závodní okruh, ohraničuje pouhých 120 cm vysoký ohradník – dlouhodobě bez problémů. Původně byl ohradník vysoký 1,9 m, z důvodu neustálého poškozování daňky však byl postupně snížen. Zubři se zde přes ohradník potkávají se skotem. Do budoucna se uvažuje o vybudování ekoduktu propojujícího pastevní rezervaci se zubry s výrazně větší pasenou částí parku, kde je nyní skot a koně.

12.2.2. Plošná reintrodukce zubra – Bělorusko

Patrně nejúspěšnější národní program reintrodukce zubra v novodobé historii: „Program for conservation, distribution and use of European Bison in Belarus, 1994–2000“, díky kterému bylo pomocí translokace nižších stovek zubrů-zakladatelů z NP Belovežskaja Pušča a jiných lokalit založeno osm volně žijících populací a dvě polodivoká stáda. Program je velmi úspěšný: v roce 1994 čítala běloruská divoká populace „pouhých“ 347 zubrů, tisícovku překonala již o sedm let později, v roce 2014 dosáhla úctyhodných 1 357 jedinců, v roce 2021 pak 2 385 jedinců. Průběžně byly i po formálním ukončení projektu zakládány populace další (Anisimava et al. 2015) a nové reintrodukce jsou připravovány. Základním kritériem pro výběr reintrodukčních lokalit je přítomnost 150–250 km^2 souvislého území s vhodnými habitatovými charakteristikami a nízkým osídlením (Kozlo 2013). Ukázalo se, že optimální je pro zubry mozaika lesů, sukcesních ploch po těžbě dřeva, luk a polí. Reintrodukce proběhly úspěšně i v oblastech, kde probíhá zemědělská výroba a je chován hovězí dobytek. Nejúspěšnější reintrodukce se překvapivě zdařila v kulturní krajině, obývané dnes populací nazývanou Asipovičskaja. Roku 1997 zde bylo vypuštěno 15 zakladatelů, koncem roku 2014 již zde bylo na ploše cca 250 km^2 napočítáno 308 jedinců a v r. 2021 již zde žilo 510 zubrů (střed domovského okrsku: 53.483237°N, 28.585897°E).

12.2.3. Zubři v aktivním vojenském prostoru – Polsko

V západním Pomořansku žije v aktivním a intenzivně využívaném vojenském prostoru NATO (Drawsko) populace přes 100 zubrů, jejíž areál není uměle omezován na lesní porosty. Ve většinou kulturní krajině západního Pomořanska žilo v r. 2021 minimálně 340 zubrů. Zubři zde plně uplatňují své habitatové preference – téměř nevyužívají listnaté lesy, výrazně preferují nelesní prostory a řídké borové lesy. Přikrmování je minimální za účelem fixace stáda na místo.



Obr. 74. Chovná rezervace Žubrovisko v polské Pščině (cca 60 km od Ostravy) je obora v hospodářském lese. V Polsku jde o osvědčenou praxi, která ukazuje, že chov zubra lze dobře skloubit s intenzivním lesním hospodařením. V 750 ha převážně borových lesů s vtroušenými duby zde žije stádo kolem 40 zubrů spolu s jeleny, daňky a jinou běžnou zvěří. Těží se holosečným způsobem, většinou na plochách kolem 3 ha (maximální zákonem povolená rozloha holosečí v Polsku je 6 ha o šířce max. 60 m). Oplocenky obnovních bloků se nijak neliší od běžně užívaných u nás – viz obr. Rozdíl proti české praxi je ten, že se standardně nechávají četné výstavky, často ve skupinách, v maximální míře se využívá přirozeného zmlazení a na okrajích pasek se ponechávají vruby. V posledních letech se ve značně zvýšené míře zalesňuje nejen tradiční borovicí, ale zejména dubem a bukem, v menší míře javorem klenem a jinými dřevinami, na podmáčených plochách např. olší. Jsou zde bezzásahové zóny, např. v podmáčených místech, dosazují se téměř vymizelé jedle a nelikvidují se březové nálety. Zdejší lesy si tak zachovávají velmi pestrou prostorovou i druhovou skladbu. Hnízdí zde např. orel mořský a čáp černý, díky dobrému hospodaření tu prosperuje silná populace v ČR kriticky ohroženého, vymírajícího okáče jílkového. © Miloslav Jirků

12.2.4. Zubři v hospodářských lesích – Polsko

Dobrá praxe je chov zubrů v hospodářských lesích – jediná odlišnost od lesů jinde je prodloužené udržování oplocenek obnovních bloků (20–25 let), které se nijak neliší od těch užívaných u nás (Obr. 74). Doklad, že chov zubra lze dobře skloubit s intenzivním lesním hospodařením.

12.2.5. Přirozená pastva v bývalých vojenských újezdech – Döberitzer Heide, Německo

V Německu byla přirozená pastva zavedena v některých bývalých VVP. Na rozdíl od české praxe byly bývalé vojenské újezdy v Německu krátce po opuštění armádou převedeny na zvláště chráněná území. Existující vojenská infrastruktura byla rekonstruována a dodnes slouží jako návštěvnická centra a zázemí rezervací. Příkladem je např. Döberitzer Heide nedaleko Berlína. Podobně prozřetelně je vhodné postupovat v budoucnu také v Česku, např. v případě zavádění velkých spásačů v postindustriálních oblastech. Je nesmysl likvidovat veškerou infrastrukturu. Nejdříve je žádoucí zvážit, které budovy, oplocení atd. využít jako zázemí rezervací.

13. Opatření na podporu biodiverzity v pastevních rezervacích

13.1. Problematika křovin

Křoviny jsou jedním z nejproblematičtějších aspektů managementu krajiny. Expanze křovin v bývalých vojenských prostorech a dalších otevřených lokalitách v Česku často splňují kritéria pro takzvaný „bush encroachment" neboli šíření křovin. Jde o globální fenomén, postihující v posledních cca 50 letech (či déle) relativně suché oblasti všech světových ekoregionů (viz Jirků et al. 2020a, b). Jde o sukcesi směrem k porostům křovin s minimálním uplatněním stromů. Šířením křovin jsou degradována otevřená a polootevřená přírodní stanoviště a je způsoben pokles využitelnosti půdy člověkem. Dochází tak k markantním ztrátám jak biologicky cenných, tak zemědělsky produktivních stanovišť, a tedy k poklesu biodiverzity a ekonomickým ztrátám.

Fenomén šíření křovin je zdokumentován v posledních asi 100 letech na všech zelených kontinentech od afrických savan po arktickou tajgu, tedy včetně oblastí, kde lze vyloučit vliv změny hospodářského využití krajiny. Čím je expanze křovin způsobena, není jisté. Jde patrně o synergický důsledek eutrofizace (přebytek živin), nárůstu koncentrace atmosférického oxidu uhličitého, klimatických změn a jiných přímých či nepřímých antropických vlivů. Zřejmé ale je, že jde o globální jev, kterému stále intenzivněji čelí ochrana přírody i v suchých oblastech ČR a je potřeba mu věnovat zvláštní pozornost v rámci doplňkových zásahů na podporu biodiverzity.

Průběh tohoto negativního fenoménu v českých podmínkách názorně ilustruje vývoj vegetace v bývalém vojenském prostoru Milovice, kde původní bezlesí v průběhu posledních tří desítek let zarůstalo v drtivé většině keři, zatímco stromy se uplatňovaly v zanedbatelné míře. Například v porostech dřevin pokrývajících vyšší desítky procent plochy bezlesí Traviny-západ je přítomno jen pět druhů stromů v jednotkách kusů, zbytek tvoří porosty keřů čeledi růžovitých, zejména hlohy (>90 %), mimo ně dřeviny jako slivoň myrobalán, hrušeň polnička, trnka, vzácněji brslen evropský a dřišťál obecný. Podle analýz leteckých snímků zarůstání křovinami po roce 2010 akcelerovalo. Z nepříliš významné pozice v letech 1995 a 2010 (3,5–5,5 % bezlesí, 36–44 ha) plocha křovin (roztroušené + zapojené) strmě stoupá a v letech 2017 a 2019 již zaujímalo 9,4 % resp. 10,1 % bezlesí (67, resp. 73 ha). Porosty křovin tak v intervalu 2010–2019 vykázaly 68% nárůst. Takové tempo nebylo zjištěno během 65letého období analyzovaných změn vegetace u žádné jiné kategorie vegetace v rámci všech 18 kategorií krajinného krytu! Jde přitom o součet ploch pokrytých korunami křovin, tedy nikoli o rozlohu křovinatých biotopů, která bude násobně vyšší. Důležité přitom je, že do r. 2017 zarůstají křovinami všechna bezlesí nezávisle na (ne)prováděném managementu a shodně intenzivně zarůstají pojezdové, pasené i opuštěné plochy (Jirků et al. 2020a, b).

V tuzemské i zahraniční praxi se ukazuje, že velcí kopytníci jsou schopni účinně regulovat křoviny do pokryvnosti cca 15 %. Dále pak velcí kopytníci účinně brání expanzi, resp. uchycování semenáčů křovin v dosud neinvadovaných plochách, kde zatím nejsou etablovány odrostky. Je-li pokryvnost křovin vyšší než 15 % nebo jsou-li na zatím uspokojivě vyhlížející ploše již etablovány odrostky keřů vyšší než 20 cm, je vhodné uvažovat o doplnění pastevního managementu jejich cílenou sanací.

Pokryvnost křovin lze na dílčích plochách úspěšně redukovat. Z testovaných metod odstraňování nevýběžkatých křovin (viz níže) se jako zdaleka nejefektivnější jeví jejich vytrhávání pomocí bagru. Na rozdíl od vyřezávání keřů, kdy pařízky rychle zmlazují, má vytrhávání trvalejší efekt. Dvě komplementární, nikoliv alternativní, metody sanace dřevin jsou frézování a vytrhávání, dvě základní

biologicky definované cílové skupiny dřevin jsou nevýběžkaté (hlohy, bezy apod.) a výběžkaté (růže, trnka aj.). Metodické přístupy k těmto dvěma skupinám jsou odlišné.

Při sanaci křovin je důležitý dohled kvalifikovaného pracovníka, který zajistí, aby nebyly vytrhávány biotopově významné dřeviny, tj. nektarodárné, plodonosné, staré, vzácné apod. Ponechávat je vhodné i skupiny či solitéry jinak odstraňovaných dřevin, zejména pokud jde o krajinné dominanty v podobě starých jedinců či porostů. Praxe ukazuje, že většina bagristů se rychle naučí rozeznávat dřeviny a jejich činnost stačí několikrát za den zkontrolovat a usměrnit. Další důležitou instrukcí je ponechávat vše co má růstovou formu stromu – takové dřeviny se před přesunem na novou plochu dočišťují individuálně v přítomnosti pracovníka zajišťujícího dohled. Kompetentní osoba tedy nemusí být na místě zásahu celý den, aniž by docházelo ke ztrátám biotopově významných dřevin. Vhodné je označit dřeviny, které je žádoucí ponechat. Stačí tak učinit bezprostředně po zadání plochy zásahu, takže není nutné značení provádět s předstihem. Ke značení lze doporučit fáborky z toaletního papíru, které po prvních deštích zmizí, a nevadí tedy, pokud některé po zásahu neodstraníme. Spreje a jiné dlouhotrvající značení je v přírodních rezervacích nevhodné.

Při frézování musí být proveden celý postup: frézování, ošetření výmladků herbicidem, kontrola, příp. opakování zásahu. Frézování lze alternativně na menších plochách nahradit výřezem s výškou pařízků do 5 cm, má-li být aplikace herbicidu účinná. Pokud není provedena důsledně celá uvedená sekvence úkonů, může být po několika letech výsledek horší než stav výchozí. Jednotlivé keře bez ošetření herbicidem během nižších jednotek let nahradí husté výmladkové porosty, s nimiž je práce výrazně náročnější. Frézování a výřez jsou pro sanaci některých dřevin nevhodné. Těmi jsou hlohy a jiné nevýběžkaté dřeviny zmlazující z pařezu.

V případě nevýběžkatých dřevin je účinné vytrhávání pomocí bagru s čelisťovým nástrojem (drapák). Vytrháváním celých (např.) hlohů i s kořeny na místě nezůstávají pařízky, a nedochází tedy ke zmlazení (hlohy zmlazují jen z největších kořenů, proto je dobré vytrhat i je). Zejména u těžších jílovitých půd je důležité načasování trhání v době, kdy je půda provlhčena. V případě dlouhodobějšího sucha je lepší trhání odložit. Zpravidla to lze ale posoudit až po započetí trhání. Jdou-li keře dobře vytrhnout s kořenovým systémem, je vhodný čas pro zásah. Mají-li keře tendenci se lámat v kmeni, je lepší zásah posunout. Vytrhanou biomasu je v rámci možností nejlepší ponechat na místě ve formě kompaktních hromad. Ty je vhodné umisťovat na vizuálně neexponovaná místa do ponechaných skupin keřů, kde následně slouží jako stinné a relativně vlhké stanoviště. To je důležité zejména na suchých lokalitách, kde jsou hromady roští velmi žádoucím zpestřením stanovištní heterogenity a jsou rychle osidlovány řadou bezobratlých a malých obratlovců. Vytrhanou biomasu lze dobře využít také pro ochranu biotopově významných dřevin, např. odrostků dubu apod., před okusem. Jakékoliv další způsoby redukce vytrhané biomasy jako štěpkování a pálení jen zbytečně zvyšují výdaje a nepřinášejí přidanou hodnotu. Není-li v lokalitě dostatek míst vhodných pro deponie klestu, nezbývá než část vytrhané biomasy odvézt, jde však o nákladné vícepráce, kterým je vhodné se maximálně vyhnout. Výhodou vytrhávání je také skutečnost, že bagrista přesně vidí, který keř/strom vytrhává, takže nedochází ke zbytečným ztrátám biotopově cenných dřevin, které se v sanovaných křovinách mnohdy vyskytují sporadicky a při frézování či pojezdech těžké techniky proto často zbytečně mizí. V závislosti na míře zapojení porostu lze za den vytrháváním jedním bagrem vyčistit několik hektarů hložin bez potřeby dalšího úklidu. Výsledkem dobře provedeného vytrhávání keřů je čistá plocha, kterou není potřeba jakkoliv dále čistit a upravovat. Malé krátery po vytržených keřích samovolně rychle zmizí. Odpadá navíc fyzicky, časově, personálně, a tedy i finančně

a organizačně náročná manuální práce, nic není třeba pálit atd. V konečném důsledku je tak trhání keřů pomocí bagru výhodnější než manuální práce. V neposlední řadě vytrhávání nevyžaduje použití herbicidu. Vytrhávání se naopak nehodí pro výběžkaté dřeviny zmlazující z kořenů (růže, trnky, trnovník akát). I v případě růže a trnky jej však lze uplatnit jako prvotní zásah za účelem odstranění nadzemní biomasy, po kterém by však mělo proběhnout manuální odstranění výmladků s použitím herbicidu. Zvláštní kapitolou je trnovník akát, pro který je vytrhávání nevhodné, jelikož stimuluje kořenovou výmladnost podobně jako kácení. Ani vytrhávání tedy není univerzální metodou, resp. je třeba jej provádět s ohledem na taxonomickou skladbu dřevin. Je však výrazně efektivnější než všeobecně doporučované a praktikované vyřezávání.

Nejúčinnější je vytrhávání pomocí bagru s otočnou kabinou, vybaveným tzv. drapákem (Obr. 75). Drapák dokáže trhat keře všech velikostí, tedy včetně drobných odrostků s tenkým kmínkem. Úchop drapáku je přesný a hlavně jemný, takže k přestřižení kmínku dochází jen výjimečně a není problém s dodatečným vytrháváním pařízků, které značně zdržuje. Pokud se tak přece jen stane, řidič na místo úchopu pařízku dobře vidí a není to problém. Výhodou otočné kabiny je, že bagr při trhání stojí na místě a nezdržuje se popojížděním kvůli každému keři. Vytrhané křoviny jsou vršeny na hromadu, poté je celá hromada pomocí drapáku přenesena na místo, kde je buďto ponechána nebo kde může být naložena na odvoz.



Obr. 75. Nejefektivnějším nástrojem k vytrhávání křovin je bagr s otočnou kabinou, který na rozdíl od traktorbagru neztrácí čas polohováním a popojížděním, řidič má dobrý výhled na místo úchopu, pracuje tedy precizně, a díky dlouhému rameni dokáže lépe umisťovat vytrhanou biomasu. Ve všech uvedených parametrech je traktorbagr výrazně méně výhodnou alternativou. Vedlejším produktem vytrhávání keřů je narušení drnu a další žádoucí disturbance. Pastevní rezervace Milovice. © Miloslav Jirků

Alternativou je traktorbagr s tzv. žralokem, tedy přední lžící, kterou lze rozevřít jako čelisti. Problém „žraloka“ je, že čelisti mají relativně ostré hrany a často dojde při úchopu nikoliv k uchopení, ale k nežádoucímu ustřižení kmínku. Miniaturní pařízek je pak pro traktorbagr těžší vytrhnout, jelikož řidič na místo úchopu vidí jen omezeně. Další nevýhodou traktorbagru je, že musí kvůli každému keři popojet, aby se napolohoval, jelikož nemá otočnou kabinu. V konečném důsledku tak traktorbagr podstatnou část pracovního času stráví popojížděním. Obecně se cena práce bagru do roku 2021 pohybovala kolem 1 000 Kč/hod. Vzhledem k současným změnám cen však lze očekávat navýšení.

13.2. Management invazních druhů

Pastva velkých kopytníků dokáže eliminovat některé druhy invazních rostlin, s potlačováním dalších pak pomáhají cílené zásahy. Vývoj invazních druhů rostlin na pastvinách a v jejich okolí je potřeba sledovat a průběžně provádět potřebná opatření. Zvláštní pozornost by měla být zaměřena na likvidaci malých ohnisek výskytu, protože ta jsou z hlediska potlačení další invaze klíčová. Takový přístup lze doporučit jak u dřevin, tak u nejčastějších invazních druhů bylin suchých stanovišť, amerických celíků (*Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*) a lupiny mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*). Jejich potlačení se neobejde bez použití herbicidu, kosení má mizivé výsledky. V případě bylin je nejúčinnější opakovaný postřik v době, kdy rostliny raší, ale jsou zatím ve formě kompaktních malých trsů. Postřik vzrostlých trsů je málo účinný. Velcí kopytníci velmi efektivně a prakticky zcela eliminují některé jednoleté invazní byliny, konkrétně turan roční (*Erigeron annuus*) a heřmánkovec nevonný (*Tripleurospermum inodorum*), které z pasených ploch rychle mizí i v případech, kdy tyto druhy na sousedních plochách představují dominanty (typické např. pro pastevní rezervaci Milovice, kde pastviny sousedí se silně invadovanými pojezdovými plochami). Podobně dokážou velcí kopytníci, zejména velcí tuři, potlačovat některé invazní dřeviny. V pastevní rezervaci Milovice činnost velkých kopytníků účinně potlačuje pámelník bílý (*S. albus*), který zde místy ve starších vysokokmenných porostech suchých křovin tvořil souvislý podrost. V nizozemských pastevních rezervacích zubři efektivně likvidují střemchu pozdní (*Prunus serotina*), která patří mezi jejich preferované potravní zdroje. Z dřevin je ve většině pastevních rezervací nejvýznamnější trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*). Zubr dokáže likvidovat akát až do průměru kmene kolem 20 cm. Loupáním zubři nejprve zahubí korunovou část stromu, následným dlouhodobým okusem výmladků pak postupně vysilují zbývající přízemní část. Jakmile však okus polevi, akát bez problému a velmi rychle regeneruje. Jde tedy o dočasné potlačení. Ideálně je před zavedením pastvy v dané lokalitě žádoucí provést plošnou likvidaci akátu ověřenou metodou injektáže herbicidu. Metodický návod viz web „Ochranářská příručka“ (Robert Stejskal, NP Podyjí, 2021).

Metoda navrtáváním kmene:

https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/injektaz-invaznich-drevin-navrtavanim-kmene/

Metoda částečného loupání kůry – výmladky:

https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/odstraneni-naletovych-drevin-metodou-castecneho-loupani-kury/

Časová náročnost:

https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/casova-narocnost-osetreni-invaznich-drevin-injektazi/



Obr. 76. Zubři akát intenzivně okusují a loupu, čímž zahubí nadzemní fruktifikující část stromu, ale mohou tím stimulovat kořenovou a pařezovou výmladnost. Výmladky sice intenzivně okusují, ale akát tím nezahubí (podobně to platí pro ovce, kozy a další zvířata). NPP Mladá (Milovice) © Michal Köpping (nahoře), © Dalibor Dostál (dole)

13.3. Odstraňování antropogenních prvků a černých skládek

Specifickým problémem zakládání pastevních rezervací v bývalých vojenských prostorech, ale i postindustriálních krajinách, je množství antropogenních prvků, kterými je lokalita zatížena. Rozsahem jde o velmi odlišné objekty, od opuštěných budov přes ruiny v různém stadiu rozpadu, zbytky stavební suti, funkční či nefunkční dálkové teplovody, zbytky příkopů a okopů, náspy, zbytky techniky či pneumatiky, terče, ostnaté dráty až po cvičnou i ostrou pyrotechniku. Opuštěná území bývají často místem vzniku černých skládek, jak menšího rozsahu, tvořených komunálním odpadem z domácností, tak rozsáhlé černé skládky založené stavebními firmami, podniky nakládajícími s chemickými látkami a podobně.

Přesný rozsah této zátěže nelze často při úvodním zmapování lokality přesně odhadnout, protože objemem menší, ale často velmi početné zbytky zůstávají často během prvních let pastvy skryté. Až po vypasení vegetace velkými býložravci se objevují nová a nová ložiska, která je třeba odstraňovat.

S touto zátěží je nutné počítat již při přípravě projektu a jeho rozpočtu. Maximum antropogenních prvků je vhodné odstranit při přípravných pracích při zakládání rezervace, aby se eliminovalo riziko zranění lidí i zvířat. V rozpočtu je pak třeba vyhradit prostředky na průběžný úklid pastvin v prvních letech jejich existence.

V místech bývalého vojenského prostoru je třeba veškeré zásahy do půdy (zatloukání kůlů, vrtané studny, hloubení tůní a napajedel) třeba konzultovat s pyrotechnikem a v těchto místech nechat provést pyrotechnický průzkum (dle podmínek konkrétní lokality). Pyrotechnika je třeba přivolat ke všem nálezům munice, i zdánlivě neškodně působící předměty jako světlice či vystřelené projektily mohou být smrtelně nebezpečné.

V rámci bývalých vojenských prostorů a postindustriálních oblastí se nachází také celá řada antropogenních struktur, jako jsou okopy, valy, příkopy, náspy a podobně. Ty na jedné straně mohou zvyšovat biologickou rozmanitost těchto lokalit, v některých případech však výrazně narušují krajinný ráz těchto míst. Proto je třeba rovněž zvažovat zásahy, které odstraní antropogenní prvky významně narušující krajinný ráz těchto lokalit, povedou k harmonizaci těchto míst a navrátí některým pohledově exponovaným místům krajiny původní nebo přírodní ráz.

13.4. Reintrodukce vyhynulých a podpora vymírajících druhů

V pastevních rezervacích dochází na velkých plochách k obnově podmínek pro druhy, které v cílových lokalitách vyhynuly před zavedením přirozené pastvy nebo dožívají ve zbytkových mikropopulacích. Následující text budiž příkladem dobré praxe. V rámci bývalého VVP Milovice-Mladá, nyní NPP Mladá, je od 90. let 20. století zdokumentováno vyhynutí řady druhů rostlin i živočichů. Z vyhynulých rostlin lze jmenovat např. hořeček nahořklý (*Gentianella amarella*, CR, kategorie zákonné ochrany silně ohrožený) a sasanku lesní (*Anemone sylvestris*, EN, kat. zák. ochr. ohrožený). U některých nezvěstných taxonů rostlin existuje alespoň minimální šance, že zcela nevyhynuly a spontánně se na pastvou obnovených stanovištích časem znovu objeví, např. několik druhů orchidejí a hvězdnice chlumní (*Aster amellus*, NT, kat. zák. ochr. ohrožený). Několik dosud přítomných druhů se aktuálně nachází v extinkčním dluhu, jsou ekologicky vyhynulé a nereprodukují se. Je tedy jen otázkou času, kdy vyhynou také, nebudou-li okamžitě realizována razantní opatření na jejich záchranu. Do této kategorie patří např. vstavač kukačka (*Anacamptis morio*, CR, kat. zák. ochr. silně ohrožený), který se r. 2021 vyskytoval ve třech jedincích, z toho jeden sterilní, a jalovec obecný (*Juniperus communis*, NT), jehož poslední známý jedinec přežívá v lese na úplném okraji NPP Mladá. Vyhynutí je

zdokumentováno rovněž u několika skupin obratlovců i bezobratlých. Z bezobratlých víme bezpečně např. o vyhynutí několika druhů denních motýlů a chrobáka (*Geotrupes mutator*, RE), hnědáskovi kostkovaném (*Melitaea cinxia*, VU) naposledy spatřeném r. 2002 a o dalších 32 druzích denních motýlů (z nichž jen tři se zatím vrátily). Z obratlovců vyhynuli např. ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*, CR, kat. zák. ochr. kriticky ohrožený, Směrnice o stanovištích – Příloha IV), patrně kolem r. 2010, a sysel obecný (*Spermophilus citellus*, CR, kat. zák. ochr. kriticky ohrožený, Směrnice o stanovištích – Příloha II a IV), patrně na přelomu 60. a 70. let.

Některé taxony vyhynuly z nejasných příčin (např. 19 druhů denních motýlů před r. 1989, tedy v éře aktivního vojenského újezdu), u drtivé většiny však lze prakticky s jistotou považovat za důvod extinkce ztrátu vhodných biotopů vlivem změn využívání krajiny. U některých druhů se tak stalo již před více než půlstoletím (sysel). Kromě denních motýlů však spadá většina dokumentovaných extinkcí do období po r. 1989. Ukončení činnosti armády znamenalo plošný zánik raně sukcesních stanovišť závislých na disturbancích (plochy bez vegetace, krátkostébelné trávníky, periodické tůně), která rychle nahradila druhově a strukturně ochuzená stanoviště, zejména husté vysokostébelné trávníky a křoviny. V prostoru pastevní rezervace Milovice došlo díky činnosti velkých kopytníků jen v období 2015–2021 k obnově bezmála 250 ha druhově a strukturně bohatých nelesních stanovišť, na dalších 125 ha bude obnoveno v nejbližších letech.

Výše uvedené naznačuje, že rozsáhlé pastevní rezervace jsou nesporně ideálním prostorem pro reintrodukci vyhynulých a záchranu vymírajících druhů, jejichž biotop byl v prostoru pastvin obnoven. V pastevní rezervaci Milovice zatím bylo po zevrubném zvážení stavu obnovených biotopů a šancí na úspěch přistoupeno k reintrodukci dvou druhů. Vzhledem ke skutečnosti, že se v rámci systematického výzkumu ukázala být pastevní rezervace Milovice hotspotem diverzity koprofágních brouků (přes 40 druhů včetně řady vzácných), stal se prvním reintrodukovaným druhem chrobák pečlivý (*Copris lunaris* EN, kat. zák. ochr. kriticky ohrožený). Chrobák pečlivý je koprofágní brouk, který se na území České republiky historicky vyskytoval na pastvinách a v oborách teplých nížin. Poslední česká populace se již považuje za vyhynulou – poslední nám známý záznam chrobáka pečlivého je z roku 2005 z Rané v Českém středohoří. Na Moravě se vyskytuje na několika posledních lokalitách v okolí Mikulova (PP Skalky u Sedlece, NPP Pastvisko u Lednice, PP Na cvičišti, obora Bulhary, obora Klentnice). Hojnější je pouze ve jmenovaných dvou oborách. V roce 2018 získal Entomologický ústav Biologického centra AV ČR, v. v. i., povolení k laboratornímu chovu chrobáka pečlivého pro základní výzkum (SR/0134/JM/2018-3). Druh se podařilo úspěšně rozmnožit. Jedinci nevyužití pro laboratorní výzkum byli určeni pro reintrodukci druhu do Čech. Podmínkami pro výběr vhodné lokality byl historický výskyt druhu, dostatečná rozloha vhodného biotopu, pastva s dlouhodobou perspektivou a přítomnost větších stád býložravců bez použití veterinární chemie. Tyto podmínky zdaleka nejlépe splňuje právě pastevní rezervace velkých kopytníků v bývalém VVP Milovice-Mladá, kde je zavedena pastva velkých kopytníků na ploše stovek hektarů, navíc z velké části na pozemcích AOPK.

Na základě souhlasného stanoviska Krajského úřadu Středočeského kraje k reintrodukci (043066/2020/KUKS/3) bylo 21. a 27. 4. 2020 na pastvině Traviny-západ (koně + zubr) u Benátek nad Jizerou (50.2869972N, 14.8695436E) vypuštěno celkem 150 jedinců chrobáka pečlivého (89 samic a 61 samců) na ploše cca 2,3 ha. Vypouštění brouků se řídilo novozélandskou metodikou komerčního osidlování pastvin koprofágními brouky (https://dungbeetles.co.nz/wp-content/uploads/2018/10/Getting-started-with-dung-beetles-on-your-farm.pdf). Při druhém

vypouštění byly na místě prvního výsadku nalezeny jak charakteristické tunely, tak jeden dosud nezahrabaný samec. Během dalších kontrol už nebyl druh do konce r. 2020 zaznamenán. Při namátkové kontrole místa výsadku 10.–11. 5. 2021 bylo nalezeno 15 jedinců a několik charakteristických výhrabků (Obr. 77). Většinou se jednalo o obsazený koňský trus cca 1–4 dny starý, v úplně čerstvém trusu nebyl druh nalezen, dva jedinci a několik málo výhrabků bylo v trusu zubrů. Většinou byl nalezen jeden brouk/trus, ve dvou nalezených obsazených norách byli zjištěni dva, resp. tři brouci. Obsazený trus byl nalézán v místě výsadku a jeho nejbližším okolí, dále od místa výsadku už obsazený trus zjištěn nebyl (https://mapy.cz/s/kazomohacu). Nalezení brouci neměli opotřebovaný klypeus a přední nohy, otupené rohy u samců, ani další znaky indikující staré jedince z předchozí sezony (Obr. 77). To dokazuje, že mezi nalezenými jedinci byli prokazatelně brouci z nové generace vylíhlí na místě, nikoliv jedinci z výsadku r. 2020. Úspěšnost reintrodukce bude možné posoudit až v horizontu několika let, dle novozélandských pramenů trvá rozvoj nové populace 3–5 let i déle.

Dalším druhem, u kterého je realizována reintrodukce, zatím však mimo zájmové území, je jalovec obecný. Z milovického VVP je uváděn z 90. let na bezlesí Traviny, z let 2004–2005 z bezlesí Pod Benáteckým vrchem. Poté již nebyl nalezen a na všech bezlesích patrně do r. 2010 vyhynul vlivem zarůstání. V r. 2018 byl jedním z autorů (MJ) při mapování lesů nalezen možná poslední přežívající jedinec jalovce v malém fragmentu staré světlé borové doubravy obklopené lesními plantážemi (Obr. 78). Na přelomu srpna a září 2019 byl pracovníky Botanické zahrady hl. m. Prahy (BZHMP) a autorem odebrán materiál pro řízkování v podobě 25–35 cm koncových částí větviček jalovců na dvou lokalitách: i) z posledního známého jalovce v bývalém VVP Milovice-Mladá a ii) po dohodě s majitelem v soukromém lese vzdáleném 4 km od pastevní rezervace. Řízky jsou předpěstovávány v kultuře BZHMP, což umožní výsadbu silných odrostků s větší šancí na uchycení. V r. 2023 se počítá s výsadkem 3–4letých sazenic na několik vhodných míst v bývalém VVP Milovice-Mladá – primárně mimo NPP Mladá a její ochranné pásmo, v případě kladného postoje orgánu ochrany přírody i uvnitř NPP. V následujících letech bude snaha zajistit další sadební materiál z jiných míst v bezprostředním okolí cílové lokality za účelem maximalizace genetické variability obnovené populace. Dlouhodobým cílem by mělo být obnovení populace jalovce na všech třech hlavních bezlesích VVP. Jedná se o historicky první program systematické reintrodukce jalovce v Česku.

Dalším rostlinným druhem, který se neobejde bez okamžité razantní záchranné akce, je vstavač kukačka (biologie druhu viz Jersáková a Průša 2021). V bývalém VVP Milovice-Mladá se vyskytuje na dvou posledních místech v severozápadní části bezlesí Pod Benáteckým vrchem. Z desítek jedinců zjištěných r. 2011 se populace strmě propadla na tři poslední rostliny na dvou místech r. 2021. V tomto roce byly na prvním místě výskytu „u bunkru“ přítomny dvě kvetoucí rostliny, přitom ještě r. 2020 zde bylo kvetoucích rostlin sedm. Na druhém místě „na vřesovišti“, kde byla před rokem 2010 populace o mnoha desítkách jedinců, byla r. 2021 jedna sterilní rostlina (Obr. 78), přičemž ještě r. 2019 zde byly dvě, ale jedna byla zničena pojezdem vojenské/offroadové techniky. Jedna ze dvou zbývajících fertilních rostlin byla r. 2021 bohužel po odkvětu ukousnuta zvěří, druhá rostlina úspěšně vytvořila semena. Kolaps populace byl způsoben degradací lučních společenstev během tří dekád zarůstání v kombinaci s opakovanými nevhodnými zásahy do biotopu, konkrétně pojezdy těžké techniky (hlízy orchidejí jsou velmi citlivé na mechanický stres) a intenzivní pastvou ovcí v zimním a jarním období (v. kukačka má zimní listové růžice). Výše uvedené počty pak ukazují modus operandi a rychlost zániku posledních dvou mikropopulací. Jde o středně dlouhověký druh dožívající se většinou 9–17 let. Obě fertilní rostliny jsou zřejmě staří jedinci, kteří mohou kdykoliv přirozenou cestou odumřít věkem. Hlízy orchidejí jsou navíc atraktivní pro prasata divoká, která rovněž mohou existenci

v. kukačky na lokalitě ukončit naprosto kdykoliv. Vstavač kukačka se v lokalitě zjevně již řadu let nachází v extinkčním dluhu a bez záchranné akce je jen otázkou času, kdy spíše dřív než později vyhyne. Obě „mikropopulace“ se nacházejí daleko od stávajících pastvin, takže přírodě blízký management stanoviště zde neprobíhá a v dohledné době patrně probíhat nebude, zatímco v místě uplatňované pojezdy vojenské a offroadové techniky a pastva ovcí pro v. kukačku prokazatelně nepředstavují managementové řešení, nýbrž existenční riziko. Jedinou cestou je zjevně založení záchranné kultury *ex-situ* ze semen sebraných z posledních fertilních rostlin. Kultivace v. kukačky, včetně složitého klíčení závislého na mykorhizních houbách, je zvládnutá, a záchranná akce je tedy technicky proveditelná, zajištěno je i financování, odborné vedení a kapacity kompetentního pěstitele. Pokud se podaří získat výjimku z ochranných podmínek ohrožených zvláště chráněných druhů, bude záchranný program neprodleně zahájen. Alternativní řešení *in-situ* pomocí cíleného managementu biotopu je předem odsouzeno k nezdaru. Podobně jako jiné orchideje, i v. kukačka sice produkuje velké množství semen (cca 12 000 ks/semeník), ale úspěšnost klíčení semen a následného přežívání semenáčů je v přírodních podmínkách z různých důvodů nízká a k zotavení populace by při počtu pouhých dvou mateřských rostlin nestačila ani v ideálních podmínkách (ke kterým má realita daleko). Jedinou cestou je maximální výtěžek reprodukčního potenciálu pravidelným sběrem semeníků z obou fertilních rostlin, založením záchranné kultury *ex-situ* a následná reintrodukce pomocí výsadby hlíz. Jen tak existuje šance na obnovení nejen početně, ale také funkčně soběstačné populace. Čím více jedinců bude vypěstováno, tím je větší šance vytvoření populace s výskytem různých barevných variant květů. To je velmi důležité z hlediska zmíněné funkčnosti obnovené populace. Vstavač kukačka má tzv. šálivé květy bez nektaru. Opylovači, kterými jsou u v. kukačky zejména čmeláci a samotářské včely, se květy neposkytující nektar rychle učí rozeznávat a vyhýbat se jim. Na úrovni populace tento problém řeší právě výskyt různých barevných variant květů, které již „zkušené“ jedince opylovačů matou a k opylování tak stejně dochází. Problém stávající zbytkové mikropopulace je nejen nízký počet jedinců, ale také shodná barva květů obou fertilních rostlin.



Obr. 77. Charakteristický výhrabek chrobáka starostlivého (*Copris lunaris*) se typicky nachází po straně hromádky trusu (vlevo, ilustrativní foto – obora Bulhary). Vpravo čerstvě vylíhlý samec chrobáka pečlivého na lokalitě Traviny v pastevní rezervaci Milovice rok po výsadku zakládajících jedinců (foto 11. 5. 2021). Bude-li reintrodukce úspěšná, půjde o zásadní výsledek, který by mohl umožnit postupný návrat tohoto kriticky ohroženého a zákonem chráněného druhu do Čech, kde relativně nedávno vyhynul. © Lucie Ambrožová



Obr. 78. Zřejmě poslední jedinec jalovce obecného v bývalém VVP Milovice-Mladá (vlevo) je jedním ze zakladatelů reintrodukované populace svého druhu v lokalitě (foto 7. 10. 2018). Jedna z posledních fertilních rostlin vstavače kukačky (vpravo) na lokalitě „u bunkru“ 27. 4. 2018. NPP Mladá (Milovice) © Miloslav Jirků

14. Možnosti reintrodukce vyhubených velkých býložravců v České republice

14.1. Zubr

Zubr evropský je jediný ze čtyř řešených taxonů (zubr, pratur, kůň, kulan), u kterého lze v současné době vzhledem k jeho biologii, nekonfliktnosti, existenci vhodných lokalit a názorovému rozpoložení odborné i laické veřejnosti reálně uvažovat o reintrodukci do volné přírody. Dobrou zprávou je, že již současné nastavení legislativy fakticky umožňuje jeho reintrodukci do volné přírody v Česku (viz kap. 12.3.). Veřejnost je na návrat zubrů připravená, což dokazuje umístění zubra na třetím místě mezi původními druhy zvířat, jejichž návrat je podle reprezentativního průzkumu veřejného mínění třeba podporovat (výzkum „Ochrana divoké přírody očima české veřejnosti 2015“ realizovaný Katedrou environmentálních studií Fakulty sociálních studií Masarykovy univerzity v Brně).

Dobrým modelem programu reintrodukce zubra je běloruský „Program for conservation, distribution and use of European Bison in Belarus, 1994–2000“, díky kterému bylo založeno osm divokých populací a dvě polodivoká stáda. Program je velmi úspěšný: v roce 1994 čítala běloruská divoká populace „pouhých“ 347 zubrů, tisícovku překonala již o sedm let později, v r. 2014 dosáhla divoká populace zubrů v Bělorusku úctyhodného počtu 1 357 jedinců a r. 2021 pak 2 298 jedinců. Základním kritériem pro výběr reintrodukčních lokalit byla přítomnost 150–250 km^2 kontinuálního vhodného habitatu s nízkým osídlením (Kozlo 2013). Ukázalo se, že optimální je pro zubry mozaika lesů, sukcesních ploch po těžbě dřeva, luk a polí. Reintrodukce proběhly úspěšně i v lokalitách, kde probíhá zemědělská výroba a je chován hovězí dobytek. Úplně nejúspěšněji se kupodivu reintrodukce zdařila v kulturní krajině, obývané dnes populací nazývanou Asipovičskaja, kde bylo r. 1997 vypuštěno 15 zubrů a koncem r. 2021 zde žilo 510 zubrů na ploše cca 260 km^2 (střed domovského okrsku: 53.483237N, 28.585897E).

V Česku jsou v zásadě čtyři oblasti, které lze označit jako jednoznačně vhodné pro reintrodukci zubra do volné přírody. Ve většině případů jde o velkoplošné vojenské výcvikové prostory: VVP Hradiště v Doupovských horách, VVP Boletice a VVP Libavá v Oderských vrších, v jednom případě jde o národní park, a to NP Šumava. Zdaleka nejlepší předpoklady má VVP Hradiště – Doupovské hory, protože

disponují obrovskými souvislými plochami ideálního biotopu – parkovitá krajina charakterizovaná velkoplošnou mozaikou bezlesí a zejména sukcesních ploch s lesními enklávami. Na západě je prostor strmými zalesněnými svahy oddělen od osídleného údolí Ohře, na východě plynule navazuje řídce osídlená krajina, kde by se v budoucnu dalo bez konfliktů s lidskou činností počítat i s občasnými potulkami jednotlivých zvířat mimo VVP. S rozlohou 280 km^2, resp. 227 km^2, 191 km^2 (po proběhnuvší optimalizaci VVP) a 608 km^2 jak Hradiště, tak Libavá, Boletice i NP Šumava s rezervou splňují prostorové i habitatové předpoklady pro dlouhodobou existenci prosperujících, demograficky soběstačných populací zubra.

Důležitým atributem VVP Hradiště i Libavá navíc je, že převážná část zubrem preferované parkovité krajiny se nachází v jejich jádrových zónách, a lze tedy oprávněně předpokládat, že by zubři neměli důvod jim určené klidné území opouštět. V případě Boletic se však velká část parkovité krajiny, zejména té v nižších polohách, kterou by zubři pravděpodobně preferovali, nachází spíše na periferii. Proto u Boletic přichází do úvahy také forma polodivokého chovu za elektrickým ohradníkem (120 cm).

Za demograficky soběstačnou je u zubra považována populace o 100 a více reprodukčně aktivních jedincích, což by mělo být v případě, že se k reintrodukci přistoupí ve zmíněných VVP a NP Šumava, považováno za minimální cílový stav, pokud vývoj neukáže, že další navýšení je možné.

Hustota populace se v jednotlivých lokalitách výskytu zubra pohybuje od 0,4 do 1,2 kusu na km^2. V případě VVP Hradiště a VVP Libavá by tedy populace mohla teoreticky dosáhnout počtu kolem 300 kusů. Je třeba podotknout, že uváděná hustota populací se vztahuje k prostředí, kterému dominují lesy. Ty však jsou podle současných znalostí pro zubry prostředím suboptimálním. Vzhledem k vysokému podílu bezlesí, které zubři preferují, by tedy mohla být hustota populace v rámci VVP Hradiště i NP Šumava i vyšší než 1,2 zvířete na km^2 a přesáhnout tak teoretický počet 400 kusů.

Vzhledem k tomu, že v části VVP Hradiště probíhá a do budoucna bude probíhat jak činnost výcviková, tak hospodářská lesnická činnost, nebude prostor pro zubry využitelný v maximální možné míře. Podobně to platí i pro turisticky vytížený NP Šumava. V horizontu prvních cca 10 let od reintrodukce je tedy možné stanovit horní hranici populace na cca 100 dospělých kusů. Právě pravidlo minimálně sta kusů vzešlých z minimálně 15–20 zakládajících zvířat bylo oficiálně stanoveno jako kritérium pro vytváření, perspektivních, demograficky soběstačných populací v rámci závazného akčního plánu pro ochranu zubra evropského (Pucek et al. 2004). V současnosti lze na základě nových dat z rozsáhlého programu reintrodukce zubra v Bělorusku, za předpokladu dobré aklimatizace a následného prospívání zakládajícího stáda, s jistou rezervou predikovat vývoj nově založené populace (Kozlo 2013). V případě zakládající skupiny v počtu 15–20 kusů lze očekávat dosažení horní hranice populace sta kusů za 10–20 let od zahájení reintrodukce (příkladová studie viz Kozlo 2013). Na základě zkušeností z Běloruska lze již v 10letém až 20letém období utváření nové divoké populace předpokládat pravidelný každoroční regulační odlov nižších desítek zvířat, který se bude týkat zejména hendikepovaných jedinců, prevence inbreedingu apod. Pokud nebude vytvořena dostatečně velká zakládající skupina, poroste populace jen velmi pomalu, bude vysoce inbrední a z populačně genetického hlediska bude její kondice trvale nízká. V neposlední řadě to znamená zbytečné oddálení pravidelného hospodaření s populací i o desítky let. Například na Slovensku byla v roce 2004 vypuštěna skupina pěti zubrů (1,4), v roce 2014, tedy po 10 letech, bylo evidováno stádo o počtu pouhých 21 kusů, v r. 2021 zde bylo uváděno jen 54 jedinců. Podobným příkladem extrémně pomalu

se rozvíjející populace z důvodu nízkého počtu zakladatelů je Knišinský les v Polsku (Lickiewicz 2012). Roku 1973 zde bylo vypuštěno pět zubrů (1,4 + jeden býk, který spontánně domigroval z nedaleké Bělověže), kýženého počtu, konkrétně 103 jedinců, však populace dosáhla až v roce 2012, tedy po 39 letech.

Takto početná populace znamená výskyt v průměru čtyř smíšených skupin v počtu zhruba dvaceti kusů. V praxi může jít o větší počet menších skupin, kde se kromě smíšených budou vyskytovat i malé skupiny tvořené samci. V případě potřeby by mělo být dostupnými prostředky zajištěno udržování zvířat v prostorech VVP a NP. Velikost pufrační zóny bude vhodnější navrhnout až na základě praktických zkušeností. Vzhledem k poznatkům z polských lokalit Bělověž a Knišinský les lze doporučit předběžné vytyčení 0,5 km širokého pásma od okrajů souvislejších lesních celků, nebo jiných krajinných prvků s trvalou přítomností zubrů, v němž bývá koncentrována velká část škod na polních kulturách (Hofman-Kamińska a Kowalczyk 2012). V této zóně by neměly být pěstovány zubry preferované zemědělské plodiny, zejména řepka, tritikále a žito, přes zimu by v krajině neměly být ponechávány volně ložené balíky sena, které mohou zubři poškodit. Naopak zde lze doporučit orientaci na trvalé travní porosty pro výrobu sena a zelených pícnin, které zubři nemohou výrazněji poškodit. Rovněž nepředpokládáme kolize s chovem hovězího dobytka – standardně používané elektrické ohradníky zubři respektují –, v polských Bieščadech jsou ohradníky s úspěchem používány k zabránění nadměrného kontaktu zubrů se skotem.

Případnou reintrodukci zubra v NP Šumava je potřeba nahlížet odlišně od vojenských prostorů. Návaznost NP Šumava zejména na rakouské straně na intenzivně obhospodařovanou kulturní krajinu znamená nutnost prevence konfliktů zubr-člověk. Podobně je tomu u obcí v jádrové oblasti NP (Nová Horka, Prášily, Modrava, Srní). Je zde proto žádoucí použití elektrického ohradníku podél perimetru oblasti o rozloze alespoň 100–200 km^2 určené pro reintrodukci, resp. podél periferie NP s možným přesahem do CHKO Šumava, přednostně podél stávajících cest. Reintrodukcí zubra, v případě elektrického ohradníku i koně, by bylo možné řešit management nelesních enkláv v NP. Přítomnost ohradníků v našem největším zvláště chráněném území by pak bylo možné omezit na jeho periferii, zatímco z nitra NP by mohly zmizet stovky kilometrů ohradníků často pochybné kvality, které jsou zde dnes prakticky všudypřítomné. NP Šumava by se tak nejen přiblížil svému poslání podporovat přirozené procesy návratem vyhubené megafauny. Současně by měl zajištěn pastevní management nelesních enkláv, který by nebyl na rozdíl od stávající pastvy ovcí a skotu v konfliktu s přítomností vlka, kterému se zubři dokážou efektivně bránit. Přidanou hodnotou by bylo nesporně zvýšení krajinářské hodnoty NP odstraněním ohradníků. Použití ohradníků pro vymezení tak rozsáhlé oblasti (100–200 km^2) není důvod považovat za polodivoký režim, jelikož jde o plochu, která z hlediska menší populace zubra odpovídá přirozené rozloze domovského okrsku. Vzhledem ke specifikům NP Šumava vyžadují případné další úvahy o reintrodukce velkých kopytníků vypracování studie proveditelnosti.

Další lokality – polodivoký režim

Kromě VVP Boletice je pro zubra vhodná v polodivokém režimu řada dalších lokalit. Za nejvhodnější lze označit čtyři opuštěné velkoplošné VVP: 1. Ralsko – 3 dílčí plochy, z nichž v jedné již zubr zaveden byl (obora Mimoň, VLS). 2. Milovice-Mladá, kde byl zubr zaveden v roce 2015. 3. Brdy – dvě dílčí plochy. 4. Dobrá Voda v NP Šumava. Dále pak některé opuštěné maloplošné VVP, z nichž nejvhodnější jsou Podbořany, Žatec-Pereč, Dolní Žandov, Vimperk a jedna lokalita v majetku Ministerstva obrany – Tisá (Holý vrch); několik lokalit doporučených pro lesní pastvu, zejména:

Hodonínská Dúbrava, Bzenecká Doubrava, příp. obora Soutok, i když tam, stejně jako jinde v aluviích, se zubrům nemusí dařit kvůli krevsajícímu hmyzu. Možná poněkud překvapivě se na základě zkušeností ze západní Evropy (prosperující stáda v nelesním prostředí pobřežních dun, NP Zuid Kennemerland, Nizozemsko) jako velmi vhodné prostředí pro zubra jeví i otevřené biotopy některých velkoplošných postindustriálních lokalit – největší potenciál mají zejména: výsypky Hornojiřetínská, Kopistská (obě již poměrně lesnaté) a Střimická, případně další, stejně jako periferní části dolu Československé armády. Specifickým a extrémně zajímavým případem postindustriální lokality je opouštěný prostor těžby uranu ve Stráži pod Ralskem – zde by mělo zavedení zubra velký význam i z hlediska experimentálního (vliv velkých spásačů na les), zubr by zde nalezl vhodné prostředí, zároveň je zde vzhledem k historii lokality nepravděpodobná jiná možnost rozumného využití. V rámci velkoplošných ZCHÚ je lokalit obecně málo – pro zubra vyloženě perspektivní jsou zmíněné Brdy a Dobrá Voda v NP Šumava. Závěrem lze zmínit dvě maloplošná ZCHÚ momentálně ve stadiu vyhlašování – Zvoníčkov a V Jamách na východní periferii Doupovských hor. Zejména Zvoníčkov má vzhledem k poloze přímo na hranici VVP Hradiště potenciál stát se předpolím pro navrhovanou reintrodukci zubra v Doupovských horách, navíc v této oblasti plocha vhodná pro zavedení přirozené pastvy dalece přesahuje vlastní vyhlašovanou rezervaci a skýtá zajímavé možnosti spolupráce s obcemi, které jsou zde majoritními vlastníky vhodných pozemků tvořících velký, relativně kompaktní celek převážně sukcesních ploch.

Dlouholeté diskuze (cca od roku 2010) s partnery v západní Evropě, s koordinátory mezinárodního záchranného programu zubra evropského (European Bison Conservation Centre), manažery chovů z různých částí Evropy, stejně jako s myslivci a soukromými i státními chovatelskými subjekty zabývajícími se zubrem v Česku i jinde v Evropě lze shrnout zhruba následovně: žádoucí rozšíření chovné základny tohoto evropsky významného druhu (viz směrnice o stanovištích), stejně jako jeho reintrodukce do volné přírody by byla pro všechny zúčastněné subjekty mnohem přijatelnější a samozřejmě výhodnější, pokud by se zubrem bylo možné v určité míře hospodařit, samozřejmě ve striktně regulovaném režimu podřízeném jeho druhové ochraně (zúčastněné subjekty obecně chápou omezení druhu s ochuzenou genetickou základnou). Lesní hospodáři v ČR mají vzhledem k chronickým problémům se spárkatou zvěří obavu z vysazení dalšího, navíc mnohem většího býložravce. Nemohou tím pádem v praxi zjistit to, co vědí lesníci např. v Polsku, totiž že zubr není z hlediska škod v lesích o nic problémovější než spárkatá zvěř. Spíše je jeho dopad menší – zubr, podobně jako pratur a kůň a na rozdíl od spárkaté zvěře, totiž nemá tendenci pronikat do oplocenek a ničit výsadby stromků. Výmluvné je už to, že v Polsku, kde je polodivokých stád zubrů řada, se většina chovných rezervací nachází v hospodářském lese. Pokud by však měli lesní/myslivečtí hospodáři a chovatelé perspektivu, že nadbytečná zvířata, která pro ně představují zátěž, lze nechat legálně poplatkově odlovit a zvěřinu či jiné produkty využít, měli by významnou motivaci chov zubra dále rozvíjet a podpořit i jeho reintrodukci.

Bohužel absence osobní zkušenosti lesních a mysliveckých hospodářů na straně jedné a nemožnost se zubrem jakkoliv hospodařit na straně druhé vede k patové situaci, kdy se diskuze bez výsledku již od počátku 80. let 20. století, kdy se o reintrodukci začalo vážně uvažovat, točí kolem zástupných témat. (Dodejme, že chovatelské kapacity v rámci Evropy jsou v případě zubra již dávno saturovány, takže i kvalitní chovná zvířata jsou často neprodejná, nemá je kdo kupovat.) Racionálním, jednoduchým a všemi zainteresovanými subjekty kvitovaným východiskem, které by jednoznačně prospělo hlavně zubrovi, by bylo jeho zařazení mezi zvěř, kterou nelze lovit, což by se zubrem podmíněně a za jasně daných pravidel umožňovalo hospodařit. Současně by měl být zubr zařazen na

seznam zvláště chráněných druhů, aby byl oficiálně nastaven stupeň jeho ochrany a z toho vyplývající kompetence MŽP. V neposlední řadě by zájem o zubra jistě podpořil i explicitní projev vůle ze strany MŽP umožnit v definovaných případech odlovy starých (od věku 12 let) nebo chovatelsky nevyužitelných mladších býků, jejichž přebytek blokuje chovatelům kapacity, vede k chronickému nebezpečí příbuzenské plemenitby v uzavřených stádech a v konečném důsledku značně ztěžuje management českých chovů zubra jako součásti evropské metapopulace.

Dalším praktickým aspektem, který lze označit za velmi závažný důvod hospodaření se zubrem, je pravidelná dostupnost celých zvířat pro komplexní monitoring zdravotního stavu chovů a populací. Veterinární problematika zubra je analogická skotu – oba druhy sdílí většinu patogenů a parazitů. Divoké populace zubra se mohou nakazit od skotu z nedostatečně kontrolovaných chovů. Zdokumentovány jsou epizodní nákazy zubrů bovinní tuberkulózou či slintavkou a kulhavkou v pohoří Biesczady v Polsku. Je proto důležité jak pro populace a chovy zubrů, tak pro chovy skotu, aby bylo možné provádět u zubrů nejen diagnostický monitoring běžně sledovaných patogenů, k čemuž by postačily vzorky krve z namátkově kontrolovaných zvířat, nýbrž provádět komplexní patologické ohledání celých zvířat. Právě tomu by odlovená zvířata mohla velmi dobře sloužit. Jde o model dlouhodobě dobře fungující v Polsku, který je záhodno následovat.

Návrat zubra do volné přírody v ČR v současné době blokuje existence de facto komerčních chovů, kdy jsou dlouhodobě prakticky všechny přírůstky odstřelovány a zpeněženy. Tím jsou na jednu stranu likvidována chovatelsky a geneticky cenná zvířata, na druhé straně neexistuje žádný tlak na vytváření nových lokalit pro uplatnění těchto přírůstků. Právě umisťování odrostlých přírůstků je ve všech zemích s tradicí chovu zubrů hlavní motivací pro vytváření nových chovných lokalit, ať už v zajetí, v polodivokém režimu nebo ve volné přírodě. V ČR však došlo ke zneužití dobře míněného mechanismu umožňujícího regulovat nevhodná či neperspektivní zvířata k faktickému „zastropování“ komerčně chovaných stád. Dva ze tří největších chovů v ČR tak dosud za dobu své existence neposkytly přírůstky do žádného jiného chovného zařízení a zvířata se v nich, bez ohledu na celkovou početnost chovné skupiny, geneticky ztrácejí. Tato stáda napříč své velikosti představují pro zubra jako celoevropsky chráněný ohrožený druh nikoliv vítané posílení populace, ale místa, kde dochází k ochuzování gene-poolu. Problémem není samotný odlov, jelikož k tomu musí v rámci managementu z různých důvodů docházet vždy, problém je naprosto nekontrolovaný způsob, jakým probíhá. Řešením této situace je vytvoření mechanismu pro chovy zubrů, kdy by na každé zvíře usmrcené z komerčních důvodů měla připadat alespoň dvě zvířata poskytnutá do dalšího chovu. Tím by byl zajištěn potřebný tok genů a v ČR by zároveň vznikla potřebná pozitivní motivace k vytváření dalších chovů.

Nejen laická veřejnost si často zubra spojuje s nebezpečností. Tento mýtus je pochopitelný, je však na místě uvést ho pravou míru. Zubr je velmi plaché zvíře, přiblížit se lze pouze k habituovaným, na člověka zvyklým skupinám. Nehabituovaní zubři jsou v krajině v podstatě stejně neviditelní, podobně jako jeleni, dokonce i tam, kde zubři žijí ve vysokých hustotách. S tím souvisí ona domnělá nebezpečnost – reálně neexistuje, s útoky je to tak, že v historii není znám jediný případ nevyprovokovaného útoku a problémy nejsou ani v oblastech s velkým pohybem návštěvníků obývaných velkými populacemi (například Bělověž, Biesczady aj.). I habituované polodivoké skupiny jsou zcela bez problému, při přiblížení člověka pod cca 30 m samy poodejdou a nesnaží se nikdy člověka konfrontovat (Jirků pers. obs.).

Někdy jsou slyšet obavy z konfliktů zubrů s chovy skotu. V Polsku, Bělorusku a na Ukrajině se zubři do kontaktu se skotem dostávají celkem běžně. Běžné elektrické ohradníky zubry celkem spolehlivě odrazují od pronikání na pastviny a v polských Biesczadech jsou standardně používány i jako jediná bariéra oddělující zubry a skot např. v situacích, kdy je u skotu podezření na přítomnost tuberkulózy a naopak (tuberkulóza se do oblasti periodicky dostává s ukrajinským skotem). Všechny chovy zubrů jsou pod trvalým veterinárním dohledem, od zubrů nebezpečí nákaz pro skot nehrozí, protože jsou před veškerými transfery podrobováni srovnatelným, ne-li přísnějším diagnostickým kontrolám než skot. Problémy s tuberkulózou v Biesczadech byly vesměs způsobeny infekcemi zubrů od skotu, nikoliv naopak. V ČR je obecně veterinární situace ve stádech skotu pod kontrolou, takže obecné obavy tohoto charakteru jsou v podstatě bezpředmětné.

14.2. Pratur

U pratura lze stran reintrodukce očekávat odmítavý postoj ze strany zemědělské a lesnické komunity. Navíc u tauridního skotu v podmínkách toulavé pastvy je známá inklinace k poříčním nížinám, které jsou u nás vesměs hustě osídlené a kultivované. Z těchto důvodů nelze vypouštění pratura do volnosti v rámci ČR doporučit, neboť v ČR neexistují vhodné a zejména dostatečně velké lokality. Na druhou stranu, management stád/populací pratura je dobře zvládnutý díky zkušenostem s chovem konvenčního skotu, od něhož se pratur kromě vzhledu liší jen plachostí a výrazně odlišným vlivem na krajinu, což je ovšem dáno primárně polodivokým režimem chovu. U pratura lze vzhledem k jeho dobré chovatelnosti využít potenciál pro produkci masa, který bude pro veřejnost bezproblémový i z etického hlediska pro jeho podobnost s domácím skotem. Na rozdíl například od koní, kde kulturní tradice i vnímání koní veřejností výrazně omezují hospodářské využití v tomto směru. Právě pratur by proto mohl být prvním nástrojem managementu, který by byl v praxi schopen zajistit návratnost prostředků na management vynaložených, ale mohl by jej dokonce učinit ziskovým. Na základě četných referencí z Nizozemska, kde je maso managementového skotu hojně konzumováno, lze tvrdit, že maso polodivokých praturů, v němž se zajímavým způsobem snoubí kvalitní hovězina (dáno celoživotní pestrou stravou, absencí farmak, volným pohybem atd.) s aromatem divočiny, má zcela nesporně značný tržní potenciál. Dokud však nebude v rámci veterinárního zákona dosaženo vytvoření nové kategorie „polodivoký chov“, zůstává tato potřebná možnost povýšení managementu přírody na finančně soběstačnou činnost spíše v teoretické rovině. Současná praxe Státní veterinární správy vede pratura jako hospodářské zvíře s výjimkou ze zdravotních zkoušek (což je pro chov důležité a podstatné, protože odpadá prakticky neproveditelná manipulace se zvířaty) s nemožností používat maso k potravinářským účelům. To má praktickou nevýhodu v tom, že maso těchto zvířat v bio kvalitě končí zatím v kafilerii. To má jak finanční, tak etický rozměr. Do budoucna by bylo vhodné v rámci kategorie „polodivoký chov“ povolit maso usmrcených zvířat k potravinářským účelům s tím, že by u každého kusu byly po usmrcení provedeny potřebné zkoušky podobně, jako se to dělá u lovné zvěře.

14.3. Divoký kůň

V případě divokého koně, který by byl ve volnosti ve skutečnosti nejméně problémový (viz Britské ostrovy, Iberský poloostrov, Balkán), nelze v případě navržení jeho vypuštění do volné přírody v tuto chvíli vyloučit opozici ze strany lesníků, zemědělců, chovatelů koní a velké části odborné i laické veřejnosti. Na druhou stranu chov zavedený v roce 2015 v Milovicích udělal pro povědomí o divokém původu koní velmi mnoho a divocí koně se v průzkumech veřejného mínění dostali hned za rysem na druhé místo mezi původními druhy zvířat, jejichž výskyt je v české přírodě třeba podporovat (reprezentativní výzkum Ochrana divoké přírody očima české veřejnosti 2015 realizovaný Katedrou

environmentálních studií Fakulty sociálních studií Masarykovy univerzity v Brně). Koně mají i praktické výhody, během vegetační sezony neokusují dřeviny, takže by byli přijatelní i z hlediska lesního hospodářství. Prostory vhodné pro populace divokých koní u nás jsou – podobně jako u zubra VVP Hradiště a Libavá, uvažovat by se dalo i o dvou lokalitách v Brdech (Vlčí potok-Kobyla a Padrťské rybníky-Palcíř-Skořický potok), které jsou od kulturní krajiny mimo Brdy odděleny pásem lesa, což je pro koně přirozená bariéra (koně nechodí hlouběji než cca 100 m do interiéru lesa). I polodivoký režim však umožňuje založit u nás velké prosperující populace, vzhledem k perfektní adaptaci koní na otevřené habitaty jsou v jejich případě perspektivní mj. všechny navržené postindustriální prostory. Koně mají ze všech zde řešených druhů kopytníků zdaleka nejrychlejší reprodukci. Zároveň je pro jejich dobrou kondici a welfare vhodné, aby žili v přirozeně strukturovaných sociálních skupinách, harémech (= hřebec + klisny). Toho lze dosáhnout pouze přítomností hřebců ve stádech klisen, což vzhledem k nemožnosti (nevhodnosti) antikoncepce znamená značnou produkci hříbat, potažmo regulaci stád.

14.4. Kulan

U kulana není otázka reintrodukce, tedy vypuštění do volné přírody, relevantní vzhledem k absenci zkušeností s jeho celoročním chovem volně v krajině a s ohledem na jeho značnou pohyblivost. Podobně jako u pratura přichází i u kulana v úvahu zatím pouze polodivoký režim – snad více než kde jinde by se kulan uplatnil v postindustriálních oblastech, konkrétně na výsypkách a v prostorech bývalých povrchových dolů obecně (viz kap. 8.2.).

15. Právní otázky chovu a reintrodukce velkých býložravců do krajiny

Tato analýza popisuje právní nástroje a instituty, které se vyskytují v současné platné české a evropské unijní legislativě a vztahují se zejména k právnímu postavení vybraných velkých býložravců (spásačů), jejich ochraně a podmínkám chovu, především v polodivokých podmínkách. U některých z nich (především zubra evropského) jsou uvedeny i právní podmínky vypouštění do přírody. Předmětem analýzy jsou zubr evropský (*Bison bonasus*), zpětně šlechtěný pratur (dedomestikovaná plemena skotu odvozená od domestikantů vyhynulého druhu *Bos primigenius*, dále jen pratur), kůň (*Equus caballus*, výhradně exmoorský pony) a kulan (*Equus hemionus kulan*, poddruh osla asijského). V závěrečných částech jsou nastíněny návrhy na možné potřebné změny současné legislativy, které vyplývají z této analýzy a dále doporučení nelegislativní povahy. Není-li v jednotlivých kapitolách uveden některý rod, druh nebo plemeno výslovně, pak se popisovaná právní úprava vztahuje na všechny čtyři velké býložravce/spásače (zubra, pratura, koně a kulana). Některé části kapitol se však významně věnují především zubrovi a v těchto případech se na ostatní velké býložravce/spásače tato úprava až na výjimky nevztahuje.

Současná legislativa umožňuje teoreticky chovat všechny čtyři výše uvedené živočišné druhy/plemena v režimu zájmového chovu jako zvířata vyžadující zvláštní péči – pak se jich netýká veterinární legislativa v části stanovené pro hospodářská zvířata (jejich maso však zároveň nelze využít ke konzumaci lidmi). Kůň (exmoorský pony), zpětně šlechtěný pratur i zubr mohou být chováni rovněž jako hospodářská zvířata – veterinární orgány však mohou požadovat některé pro tato plemena nevhodné a značně stresující úkony, např. výkonnostní zkoušky. Praxe ukazuje, že především u turovitých zvířat (zubr, pratur) je jejich chov mimo zoologické zahrady povolován výhradně na hospodářství a v režimu hospodářských zvířat. Nicméně důležitá je u takto schválených chovů výjimka z výkonnostních a zdravotních zkoušek ze strany Státní veterinární správy (z důvodu

omezení stresu a manipulace se zvířaty). Následující text se proto věnuje jak aspektům chovu volně žijících (zvířata vyžadující zvláštní péči), tak hospodářských zvířat. Do budoucna je žádoucí zavedení kategorie polodivoký chov, která by eliminovala nevýhody obou současných možností. V případě zubra se do budoucna jeví jako možné i zařazení do zákona o myslivosti mezi zvěř, kterou nelze lovit. V tomto kontextu je důležitá skutečnost, že současná legislativa nezakazuje převod mezi hospodářským a zájmovým chovem.

15.1. Současné postavení cílových rodů, druhů a plemen velkých býložravců/spásačů v české vnitrostátní legislativě: zubr evropský, pratur, kůň, kulan (přehled zákonů a omezení, které se k nim vztahují)

15.1.1. Zákon o šlechtění a plemenitbě

Zákon č. 154/2000 Sb., o šlechtění, plemenitbě a evidenci hospodářských zvířat a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění (dále jen „zákon o šlechtění a plemenitbě“) upravuje:

a) šlechtění a plemenitbu skotu, buvolů, koní, oslů, prasat, ovcí, koz, drůbeže, plemenných ryb a včel (dále jen „vyjmenovaná hospodářská zvířata“);

b) ochranu, uchovávání a využívání genetických zdrojů zvířat;

c) označování turů, koní a oslů a jejich kříženců, prasat, ovcí, koz a běžců a zvěře ve farmovém chovu (dále jen „označovaná zvířata“);

d) evidenci označovaných zvířat, drůbeže, včel, plemenných ryb a živočichů pocházejících z akvakultury (dále jen „evidovaná zvířata“), evidenci hospodářství a evidenci osob stanovených tímto zákonem.

Podle § 2 odst. 1, písm. b) zákona č. 154/2000 Sb., o šlechtění a plemenitbě, v platném znění, se pro účely tohoto zákona rozumí tury podčeleď Bovinae, s výjimkou volně žijících živočichů zahrnující rody zubr, jak, buvol, pratur a rod tur, do kterého se řadí skot. Znamená to, že na uvedené rody se tento zákon vztahuje celý v situaci, kdy jsou v moci chovatele, ať se již jedná o hospodářský chov nebo polodivoký chov v krajině. Vzhledem k tomu, že zubr je z definice volně žijící živočich *(§ 3 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny: volně žijící živočich (dále jen „živočich“) je jedinec živočišného druhu, jehož populace se udržují v přírodě samovolně, a to včetně jedince odchovaného v lidské péči vypuštěného v souladu s právními předpisy do přírody. Živočichem se rozumí všechna vývojová stadia daného jedince*), neměl by se vztahovat na jedince zubra vypuštěné do přírody zákon o šlechtění a plemenitbě. Nicméně na základě meziresortního jednání Státní veterinární správy, Ministerstva zemědělství a Ministerstva životního prostředí ze dne 3. 3. 2020 bylo těmito orgány konstatováno, že zubr není v ČR volně žijící druh na základě skutečnosti, že se na území ČR v současnosti ve volné přírodě nevyskytuje. Z věcného hlediska jde samozřejmě o nestandardní krok, zubr původním druhem jednoznačně je, podobně jako pratur, norek evropský, drop velký a další vyhynulé, resp. vyhubené, druhy naší fauny, u nichž tato skutečnost nikdy nebyla rozporována.

Zákon č. 154/2000 Sb. se teoreticky vztahuje na jedince předmětných velkých býložravců/spásačů (rody zubr, pratur, kůň – do něhož zoologicky patří i osli), příp. plemen (exmoorský pony), pokud se tito jedinci nacházejí v péči člověka, tedy pokud jsou v chovu, včetně polodivokého:

a) ve stanovení šlechtitelských programů pro dosažení chovných cílů;

b) ve zjišťování a evidování původu, vlastností a znaků vyjmenovaných hospodářských zvířat;

c) v provádění kontroly užitkovosti, výkonnostních zkoušek, výkonnostních testů, kontroly dědičnosti, posuzování vlastností, znaků a zdraví vyjmenovaných hospodářských zvířat;

d) v kvalifikovaném odhadu plemenné hodnoty vyjmenovaných hospodářských zvířat;

e) ve vedení plemenných knih nebo plemenářských evidencí;

f) v ověřování a osvědčování původu nebo stanovování genetického typu plemenných zvířat;

g) v hodnocení vyjmenovaných hospodářských zvířat a jejich cílevědomé selekci a připařování v souladu se šlechtitelskými programy a cíli;

h) v ochraně dědičných vlastností a znaků určité populace (genofondu) a udržování genetických zdrojů;

i) ve vystavování dokladů o původu, výkonnosti a hodnotě plemenných zvířat;

j) ve zveřejňování dosažených plemenných hodnot zvířat, výsledků šlechtění a plemenářské činnosti.

Uvedené se vztahuje na zvířata evidovaná v centrální evidenci jako hospodářská. Jsou-li zvířata evidována jako zvířata vyžadující zvláštní péči, ve smyslu § 13 zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, ustanovení zákona o šlechtění a plemenitbě (hovořící o hospodářských zvířatech) se na ně nevztahuje.

Zákon rovněž upravuje podmínky provádění inseminace nebo vpravování embryí inseminační technikou a dále rovněž přirozenou ženitbu skotu, buvolů, koní a oslů (§ 15–19 zákona).

Rovněž jsou upravena pravidla označování a evidence, zejména pro plemenné koně, osly a jejich kříženec (§ 22–23c zákona).

Ochrana vzácných plemen, jako je např. pratur plemen tauros (zpětně šlechtěný pratur) a exmoorský pony

Vzácná či jedinečná plemena mohou podléhat režimům podle § 14 zákona o šlechtění a plemenitbě, kterými jsou opatření k zajištění ochrany, konzervace a využívání genetických zdrojů zvířat. Ta bývají upravena v Národním programu konzervace a využívání genetických zdrojů zvířat významných pro výživu a zemědělství (dále jen „Národní program“). Ministerstvo zemědělství vydává příslušný Národní program vždy na dobu pěti let. O zařazení osoby a genetického zdroje zvířete do Národního programu rozhoduje ministerstvo na základě žádosti vlastníka genetického zdroje zvířat. Genetickým zdrojem zvířete se pro účely tohoto zákona míní podle § 2 odst. 2, písm. a) zákona o šlechtění a plemenitbě jedinec, sperma, vajíčko, embryo, popřípadě ostatní genetický materiál autochtonního nebo lokálně adaptovaného druhu, plemene nebo populace zvířete nacházející se na území České republiky, mající význam pro výživu a zemědělství, pro uchování biologické a genetické rozmanitosti světového přírodního bohatství a pro umožnění jeho využívání pro potřeby současných i budoucích generací, zařazené do Národního programu konzervace a využívání genetických zdrojů zvířat významných pro výživu a zemědělství.

V případě plemene tauros bude zařazení mezi chráněná plemena relevantní po dokončení procesu zpětného šlechtění a jeho formální registraci. Plemeno bude unikátním způsobem kombinovat primitivní znaky vyhubeného předka skotu, které byly v podobné kombinaci u většiny ostatních plemen v rámci procesu šlechtění nenávratně ztraceny. Díky celoročnímu venkovnímu chovu v podmínkách střední a západní Evropy a minimu chovatelských zásahů (např. absence přikrmování a asistence při reprodukci), což jsou od počátku základní atributy programu, půjde o plemeno velmi odolné a dobře adaptované pro život v našich klimatických a vegetačních podmínkách. Půjde o unikátní genetickou genovou banku primitivních znaků, vloh k životu ve volné přírodě bez péče člověka a rezistence vůči patogenním projevům běžných infekčních agens.

15.1.2. Zákon na ochranu zvířat proti týrání

Na zvířata rodu zubr, pratur, kůň a kulan se dále vztahuje zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, který není již (jak by název napovídal) jen právní normou řešící ochranu zvířat proti týrání, ale je komplexnější. Představuje základ právní úpravy nakládání (včetně chovu, pokusů, přepravy, pravidel porážek atd.) se zvířaty v lidské péči (dříve se tomu říkalo z dnešního pohledu neeticky „v zajetí“), a to bez ohledu na druh, rod, plemeno atd.

Jedná se o omezení vlastníků a jejich práv (včetně držitelů na základě typu smluvního vztahu, jako je nájem, pacht, výpůjčka atd.) ke zvířatům v jejich péči (chovech hospodářských i zájmových). Výjimečně se vztahuje zákon na ochranu zvířat proti týrání i na volně žijící zvířata (§ 14).

Je zakázáno zvíře zabít bez zákonného důvodu. Zákon č. 246/1992 Sb. stanoví některé výjimky, např. z veterinárních důvodů, z důvodů výkonu práva myslivosti nebo v rámci regulování populace zvířat v lidské péči sloužící k udržení populace v určité zdravotní a genetické kvalitě. U usmrcení zvířat musí být přítomen veterinární lékař podle § 5 zákona č. 246/1992 Sb.

Zákon č. 246/1992 Sb. upravuje pravidla hospodářských i zájmových chovů. Umožňuje porážku či utracení nemocného, vyčerpaného nebo zraněného zvířete na místě, kde k nemoci, vyčerpání či zranění zvířete došlo, v ostatních případech v zařízeních určených k provádění porážek.

Zákon též upravuje kontroly chovů včetně rozsáhlého spektra nápravných opatření při zjištění pochybení ze strany chovatele či vlastníka zvířat.

Zákon upravuje podmínky k chovu tzv. zvířat vyžadujících zvláštní péči: právní úprava v § 13 zákona na ochranu zvířat proti týrání vyžaduje pro chovatele požádat povolení k chovu všech druhů z řádu lichokopytníci (*Perissodactyla*), s výjimkou druhů označovaných nebo evidovaných podle plemenářského zákona, a všech druhů z řádu sudokopytníci (*Artiodactyla*), s výjimkou druhů označovaných nebo evidovaných podle plemenářského zákona, zvířat chovaných jako zvěř v zajetí podle zákona o myslivosti (ani jeden ze zadaných druhů není zvěří podle zák. o myslivosti) a lamy krotké (*Lama glama*) a alpaky (*Vicugna pacos*). Výčet rodů a druhů je uveden v prováděcí vyhlášce k zákonu, vyhl. č. 451/2021 Sb., o ochraně druhů zvířat vyžadujících zvláštní péči, která nahradila s účinností od 1. 1. 2022 bývalou vyhlášku č. 411/2008 Sb., o stanovení druhů zvířat vyžadujících zvláštní péči. Podle § 4 vyhlášky č. 451/2021 Sb. chovatel druhů zvířat vyžadujících zvláštní péči musí poskytovat volnost pohybu zvířatům s přihlédnutím k jejich přirozeným potřebám tak, aby nebyla vystavena zbytečnému utrpení.

Zubr a pratur jsou považováni podle stávající praxe státní veterinární správy za druhy hospodářských zvířat označované a evidované podle plemenářského zákona č. 154/2000 Sb.

15.1.3. Veterinární zákon

Na všechny výše uvedené rody velkých býložravců se vztahuje i zákon č. 166/1999 Sb., o veterinární péči. Tento zákon stanoví požadavky veterinární péče na chov a zdraví zvířat a na živočišné produkty hospodářských zvířat v hospodářských chovech. Upravuje práva a povinnosti fyzických a právnických osob, soustavu, působnost a pravomoc orgánů vykonávajících státní správu v oblasti veterinární péče, jakož i některé odborné veterinární činnosti a jejich výkon. Veterinární péče podle tohoto zákona zahrnuje:

a) péči o zdraví zvířat a jeho ochranu, zejména předcházení vzniku a šíření onemocnění přenosných přímo nebo nepřímo mezi zvířaty vnímavých druhů (dále jen „nákaza“) a jiných onemocnění zvířat a jejich zdolávání, ochranu zdraví lidí před nemocemi přenosnými ze zvířat na člověka;

b) péči o zdravotní nezávadnost živočišných produktů a krmiv a ochranu zdraví lidí před jeho poškozením nebo ohrožením živočišnými produkty;

c) ochranu území České republiky před zavlečením nákaz zvířat a nemocí přenosných ze zvířat na člověka a před dovozem zdravotně závadných živočišných produktů a krmiv ze zahraničí;

d) ochranu životního prostředí před nepříznivými vlivy souvisejícími s chovem zvířat, výrobou a zpracováváním živočišných produktů, jakož i ochranu zvířat a jejich produkce před riziky ze znečištěného životního prostředí;

e) veterinární asanaci;

f) dozor nad dodržováním povinností a požadavků stanovených k zajištění těchto úkolů tímto zákonem, zvláštními právními předpisy a předpisy Evropské unie (tzv. státní veterinární dozor).

Vztahuje se zejména na hospodářská zvířata, přičemž hospodářskými zvířaty rozumí zvířata využívaná převážně k chovu, výkrmu, práci a jiným hospodářským účelům, zejména skot, prasata, ovce, kozy, koně, osli a jejich kříženci, drůbež, běžci, králíci, kožešinová zvířata, zvěř ve farmovém chovu, ryby a jiní vodní živočichové a včely. Zákon se tedy vztahuje i na zubra, pratura, koně či kulana, a to jak v chovu, tak v polodivokém chovu. Zároveň se ale vztahuje i na jedince zvířat těchto rodů žijících ve volné přírodě (např. monitoring zdravotního stavu stáda, veterinární asanace atd.).

Zákon stanoví i veterinární pravidla dovozu zvířat do ČR včetně režimu karantény.

15.1.4. Občanský zákoník (velcí býložravci jakožto předmět vlastnictví)

Občanský zákoník, zákon č. 89/2012 Sb., zakotvil od 1. 1. 2014 nové právní postavení zvířete. Živé zvíře již není věc vždy, pokud je to obratlovec. Pokud je to mrtvé tělo zvířete, části těla či výrobky z něj, jedná se o movitou věc. Věc i živé zvíře tvoří majetek. Oprávněný nakládat s majetkem je jeho vlastník – chovatel, ale i vypůjčitel, nájemce, pachtýř. Zároveň jsou tyto subjekty i odpovědné za škody způsobené jeho živým zvířetem nebo jeho věcí na cizím majetku či životě a zdraví (k odpovědnosti viz níže kap. 12.6.).

Občanský zákoník považuje divoké zvíře za takové, které je bez pána, dokud žije na svobodě. Občanský zákoník použil v § 1046 odst. 1 poněkud archaický a neetický výraz „bez pána“, což je

převzato z rakouského všeobecného občanského zákoníku („Herrenlos“) Jedná se o obdobu volně žijícího živočicha podle zákona o ochraně přírody a krajiny či zvěře podle zákona o myslivosti.

Občanský zákoník u zvířat, která pána mají, obsahuje několik pravidel pro řešení majetkových otázek. Jedná se o režim řešení sousedských sporů, pokud zvířata jednoho vlastníka obtěžují či páchají škody na majetku souseda (§ 1013–1014), režim zatoulaných a opuštěných zvířat (§ 1058–1059), vlastnictví přírůstků (§ 1073), právo pastvy, průhonu a průchodu po cestách a stezkách (§ 1274 an.).

Pokud jde o škody způsobené zvířetem a na zvířeti podle občanského zákoníku, viz níže kap. 12.6.

15.1.5. Zákony týkající se vypouštění zvířat do volné krajiny a jejich přirozeného výskytu v ní

Pozn. zpracovatele: na tomto místě jsou uvedeny zákony pouze stručně, neboť podrobně jsou analyzovány v následujících částech studie.

15.1.5.1. Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny

se bude vztahovat na zubra evropského, protože již podle současné definice jde o volně žijícího živočicha, jeho status upřesní připravované zařazení mezi zvláště chráněné druhy (§ 48 zákona a vyhl. č. 395/1992 Sb., v platném znění), pak se na jeho ochranu bude např. vztahovat § 50 až 56 zákona (z hlediska vypouštění jedinců chovaných v lidské péči především § 54 odst. 4 a násl.) – dosud však (minimálně ke dni 1. 12. 2022) však k zařazení zubra mezi zvláště chráněné živočichy formálně nedošlo. V případě zubra se však případně uplatní i ustanovení § 45a–45i zákona, pokud se týká vymezování a ochrany evropsky významných lokalit jakožto přírodních stanovišť zubra evropského (viz též kap. 12.3.1.2.). Do budoucna bude třeba vyřešit případnou kolizi s aktuálně aplikovaným pojetím zubra jako hospodářského zvířete.

15.1.5.2. Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti

se vztahuje na předmětná zvířata jen omezeně, příkladem jsou pravidla mimořádného odlovu zvířat k regulaci jejich populací na nehonebních pozemcích, oprávnění odstřelu zvířat chovaných na farmách toulajících se v honitbě apod.

15.2. Právní normy, které se na výše uvedené rody či druhy nevztahují

Zubr evropský, pratur, kulan ani kůň nejsou v současnosti na seznamu zvláště chráněných druhů podle vyhl. č. 395/1992 Sb., v platném znění, kterou se podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, vyhlašuje seznam zvláště chráněných druhů. U zubra je nicméně již zařazení na seznam zvláště chráněných druhů připravováno. Z dotčených druhů je pouze zubr zařazen mezi druhy vyžadující ochranu podle směrnice č. 92/43/EHS, o stanovištích (uveden v příloze II i IV Směrnice, tedy mezi druhy, pro něž je vyžadováno zajištění územní ochrany v rámci soustavy Natura 2000 i přísné ochrany na celém území státu). Vzhledem k tomu, že v době přistoupení k EU zubr nebyl v ČR v přírodě přítomen, nejsou uvedené požadavky transponovány do platných právních předpisů – reflektovat by to mělo zmíněné doplnění na seznam zvláště chráněných druhů a případně také doplnění Přílohy č. 2 k vyhlášce č. 166/2005 Sb. (seznam druhů v zájmu EU, vyskytujících se na území ČR). Více viz kap. 12.3.1.2. a doporučení legislativní změny v závěrečné zprávě projektu.

Tyto rody, resp. druhy nejsou ani na seznamu zvěře podle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti. To znamená, že celá řada pravidel, např. o farmových a dalších chovech zvěře, se na ně nevztahuje.

Tyto rody, resp. druhy nejsou ani na seznamu zákona č. 115/2000 Sb., o náhradě škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy (z kopytníků je zahrnut pouze los evropský). Přitom lze

poukázat na skutečnost, že třeba v Polsku je na podobném seznamu např. zubr (což může být inspirace pro doporučení legislativních změn do budoucnosti).

15.3. Legislativní podmínky pro reintrodukci zvířat velkých býložravců do volné přírody

Zubr je na základě současné legislativy volně žijícím živočichem (přestože u uzavřených chovů je aktuálně veden také jako zvíře hospodářské), po vypuštění do volné přírody se na něj nebude vztahovat zákon o šlechtění a plemenitbě. V omezeném rozsahu se na zubra naopak bude vztahovat zákon na ochranu zvířat proti týrání (§ 14 týkající se tzv. volně žijících zvířat), zákon o myslivosti (zubr, pratur, kulan či kůň nejsou dle platné legislativy zvěří, ale zákon o myslivosti má několik ustanovení, která se vztahují i na „nezvěř"), zákon o ochraně přírody a krajiny či veterinární zákon.

Jedná se o stav vzniklý po úmyslném vypuštění zvířat do volné přírody a tím fakticky založení volně žijící populace.

15.3.1. Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb.

Především zde platí ustanovení § 5 zákona č. 114/1992 Sb., tzv. obecná ochrana volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Platí dle § 5 odst. 1 zákona, že všechny druhy živočichů jsou chráněny před zničením, poškozováním či odchytem, který vede nebo by mohl vést k ohrožení těchto druhů na bytí nebo k jejich degeneraci, k narušení rozmnožovacích schopností druhů, zániku populace druhů nebo zničení ekosystému, jehož jsou součástí. Při porušení těchto podmínek je orgán ochrany přírody oprávněn rušivou činnost omezit stanovením závazných podmínek. Tato ochrana se podle § 5 odst. 1 netýká nepůvodních druhů a invazních nepůvodních druhů. Ohrožené nebo vzácné druhy živočichů jsou zvláště chráněny podle § 48 až 50 tohoto zákona. Fyzické a právnické osoby jsou povinny při provádění zemědělských, lesnických a stavebních prací, při vodohospodářských úpravách, v dopravě a energetice postupovat tak, aby nedocházelo k nadměrnému zraňování nebo úhynu živočichů nebo ničení jejich biotopů, kterému lze zabránit technicky i ekonomicky dostupnými prostředky. Orgán ochrany přírody uloží zajištění či použití takovýchto prostředků, neučiní-li tak povinná osoba sama.

Důležitý je také § 5 odst. 10 zákona č. 114/1992 Sb.: Vývoz a dovoz ohrožených rostlin a živočichů chráněných mezinárodními úmluvami, kterými je Česká republika vázána (dále jen „mezinárodní úmluvy"), povoluje orgán ochrany přírody, s výjimkou vývozu a dovozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, který je upraven zvláštním předpisem. V současné době se o reintrodukci reálně uvažuje pouze u zubra. Po případném zařazení zubra na seznam zvláště chráněných druhů (§ 48 zákona č. 114/1992 Sb.) se na něj bude vztahovat ochrana podle § 50 až 56 zákona č. 114/1992 Sb. a například pro jeho vypuštění do volné přírody z chovů bude nutné získat povolení orgánu ochrany přírody podle § 54 odst. 3 zákona:

„Vypouštět zvláště chráněné živočichy odchované v lidské péči do přírody lze pouze se souhlasem orgánu ochrany přírody. Orgán ochrany přírody souhlas udělí v případě, že nehrozí riziko zhoršení stavu volně žijící populace a jedná-li se o vypuštění v areálu původního výskytu daného druhu za účelem obnovy jeho populace nebo stabilizace či posílení populací stávajících. Orgán ochrany přírody souhlas neudělí v případě, kdy by k vypuštění mělo dojít na ploše pro umístění vedení dopravní infrastruktury vymezené v územním plánu. Zákazy stanovené v § 50 odst. 2 se po dobu 2 měsíců od vypuštění nevztahují na vybrané zvláště chráněné druhy živočichů" (seznam těchto vybraných živočichů však zatím stanoven nebyl).

V případě, že by o vypuštění bylo uvažováno i u dalších druhů, nejen pouze u zubra, půjde z hlediska zákona o druhy geograficky nepůvodní, a nezbytné by tak bylo povolení dle § 5 odst. 4 zákona, případně ve zvláště chráněných územích povolení výjimky dle § 43 zákona. Podle § 5 odst. 7 zákona je třeba s účinností od 1. 1. 2022 pro účely vydání povolení podle § 5 odst. 4 si orgán ochrany přírody v případě, že vydaným povolením mohou být dotčeny zájmy na lesním hospodaření, myslivosti nebo rybářství, vyžádá závazné stanovisko příslušného orgánu státní správy podle jiného právního předpisu (zákona o lesích, zákona o myslivosti, zákona o rybářství).

Je však třeba upozornit na skutečnost, že od 1. 1. 2022 je možné postihnout fyzickou i právnickou osobu za přestupek dle § 87 odst. 2, resp. § 88 odst. 1, pokud pachatel přestupku úmyslně rozšíří do krajiny jedince nepůvodního druhu bez povolení orgánu ochrany přírody podle § 5 odst. 4 nebo v rozporu s ním. Což by se vztahovalo i na případné vypuštění velkých býložravců s výjimkou zubra.

Pokud by mělo k vypuštění zvířat dojít v území chráněném v rámci soustavy Natura 2000 (ptačí oblast nebo evropsky významná lokalita), je potřeba zvážit, zda nedojde k významnému ovlivnění lokality, resp. předmětů ochrany a případně zažádat u příslušných orgánů ochrany přírody o stanovisko podle § 45i odst. 1 zákona. Pokud by se ale jednalo o vypuštění zubra (zdravých a geneticky vhodných jedinců) do evropsky významné lokality vyhlášené k jeho ochraně (viz o dva odstavce níže), pak takové posouzení nebude nutné, jelikož by se mělo jednat o jednání v souladu s cílem ochrany přírody v dané lokalitě. V ostatních lokalitách mimo soustavu Natura 2000 by se měl subjekt informovat u příslušného orgánu ochrany přírody, zda bude požadovat provedení biologického hodnocení uvažovaného záměru podle § 67 zákona, případně jaká jsou v místě další omezení.

V okamžiku, kdy byla zvířata legálně vypuštěna do volné přírody, přestává subjekt zakládající volně žijící populaci ručit za škody způsobené vypuštěnými zvířaty, příp. jejich potomky. Tímto okamžikem jsou zvířata slovy občanského zákoníku „bez pána“, resp. slovy zákona o ochraně přírody a krajiny volně žijícími živočichy. Totéž platí pro mláďata narozená již v divoké přírodě. Odpadá nutnost označování všech jedinců, případná veterinární omezení v chovech, zodpovědnost manažera stád/populace za způsobené škody apod. Odpovědnost za způsobené škody by mohla přejít na stát (pokud by tak stanovil např. zákon č. 115/2000 Sb., ale v něm zatím zubr, kulan, pratur či exmoorský pony nejsou) nebo na uživatele honitby (pokud by byly tyto druhy zařazeny na seznam lovných druhů zvěře podle zákona o myslivosti, dosud tomu tak není, viz výklad níže).

Pro ČR jakožto člena EU je závazkem požadavek směrnice č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (dále jen „směrnice o stanovištích“), vymezit území zvláštní ochrany, tzv. evropsky významné lokality, pro původní druhy z Přílohy II směrnice, tedy i pro zubra evropského. Vzhledem k tomu, že zubr evropský dosud není na vnitrostátním seznamu druhů, pro které je ČR povinna vymezit evropsky významné lokality, bude nutné nejprve doplnit tento seznam ve vyhlášce MŽP č. 166/2005 Sb., kterou se provádějí některá další ustanovení zákona o ochraně přírody a krajiny v souvislosti s vytvářením soustavy Natura 2000. Poté může být zahájen proces zařazení zubra mezi předměty ochrany v evropsky významných lokalitách, pokud se to ukáže jako nezbytné a jeho populace budou odpovídat kritériím pro vymezení lokality k jeho ochraně. Nejsnazší by bylo případné zařazení zubra mezi předměty ochrany již vymezených evropsky významných lokalit, i tak však půjde o náročný proces ve smyslu § 45a a násl. zákona č. 114/1992 Sb. a směrnice o stanovištích. Od okamžiku vyhlášení konkrétních lokalit bude potřeba provádět pravidelnou péči o území se zřetelem na výskyt zubra a zajistit i jeho ochranu § 45c

(včetně případného posuzování vlivů záměrů a koncepcí podle § 45h a 45i zákona č. 114/1992 Sb.). Povinností státu je také sledovat, jak jsou opatření prováděná za účelem péče o tyto lokality Natura 2000 účinná a jak se projevují na celkovém stavu populací chráněného druhu a jeho přírodních stanovišť. V šestiletých intervalech jsou členské státy EU povinny podávat Evropské komisi zprávu o stavu lokalit soustavy Natura 2000.

Výše popsaný proces se týká výhradně zařazení zubra mezi předměty ochrany ve vybraných evropsky významných lokalitách. Není tedy nutný pro samotný dovoz, ani zakládání nových populací zubra evropského. Zároveň platí, že nové populace zubra evropského mohou vznikat i mimo evropsky významné lokality, v rámci i vně ZCHÚ, a to bez ohledu na to, zda je v daném území předmětem ochrany. Z pohledu zákona tedy již nyní reintrodukci zubra do volné přírody ČR nic nebrání.

15.3.2. Režim zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti

Režim § 4 a 5 zákona o myslivosti (režim podmínek k vypouštění živé zvěře do honitby) zde nepřichází v úvahu, neboť se u předmětných rodů, resp. druhů, nejedná podle platné právní úpravy o druhy zvěře ve smyslu § 2 zákona o myslivosti. Ledaže by se jednalo o druhy zvěře uznané Mezinárodní mysliveckou organizací CIC (§ 4 odst. 2 zákona o myslivosti), což však neplatí ani pro zubra. Dokud (resp. pokud) nebudou dané druhy zvířat zvěří na seznamech podle § 2 písm. c) nebo d) zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti, pak se tento zákon na ně vůbec vztahovat nebude. Tím ale nejsou dotčena jiná práva či jiné povinnosti podle jiných zákonů (např. právo vlastníka dotčených pozemků být informován o vypouštění velkých býložravců na jeho pozemky).

15.3.2.1. Otázka využití zákona o myslivosti obecně

Je třeba zodpovědět zejména následující otázky:

a) Zda je nutné, resp. vhodné/výhodné, aby zvířata vypouštěná do přírody byla v mysliveckém zákoně?

b) V čem by to mělo přínos, v čem by to mohlo být omezující?

Zařazení zubra, exmoorského ponyho, pratura, kulana atd. na seznam zvěře podle § 2 zákona o myslivosti může mít svá pozitiva i negativa. Pokud by v budoucnu došlo k zařazení na seznam zvěře, pak na seznam zvěře, kterou nelze lovit z důvodu ochrany přírody a k jejímuž lovu je nutné získat výjimku (§ 2 písm. c) zákona o myslivosti). Důvodem je, že jde vesměs o zvířata podléhající mezinárodní ochraně druhů či vzácných plemen.

15.3.2.2. Důsledky zařazení předmětných druhů na seznam zvěře podle § 2 písm. c) zákona o myslivosti

Pokud by byly tyto druhy zařazeny mezi zvěř, a to konkrétně v § 2 písm. c), pak se na ně bude vztahovat celý zákon o myslivosti s výjimkou lovu a odchytu, kdy je tyto zásahy možné provést pouze na základě povolení podle zákona o ochraně přírody a krajiny – v případě zařazení zubra mezi zvláště chráněné druhy na základě výjimky dle § 56 zákona č. 114/1992 Sb. a v případě ostatních druhů případně rozhodnutí o odlovu podle § 5 odst. 6 tohoto zákona (které je však dosud aplikováno pouze ve vztahu k § 40 zákona o myslivosti na živočichy, kteří nejsou zvěří).

Co by to konkrétně znamenalo v praxi?

Z hlediska např. dovozu a vypouštění do volné přírody by podléhaly souhlasu orgánu státní správy na úseku myslivosti, orgánů ochrany přírody a orgánů ochrany lesa (§ 4 a § 5). Jejich chov v zajetí jakožto chov zvěře by podléhal řadě souhlasů a vyjádření (orgánů státní správy myslivosti, orgánů veterinární péče, orgánů ochrany zvířat) předpokládaných v § 7 zákona o myslivosti. Držitel, popř. nájemce honitby by s nimi musel počítat při plánování normovaných stavů zvěře v honitbách a řešit odborné zásahy sledující vymezené biologické cíle, jako např. udržování přírodní kvality genofondu zvěře, cílené zvyšování kvality zvěře a úpravu stavů na jejich optimální stav (§ 3). Jakožto zvěři by byla poskytována těmto druhům ochrana ve volné přírodě podle zákona o myslivosti, zejména omezení a zákazy činností návštěvníků honitby v zájmu ochrany této zvěře zejména v době páření, hnízdění a vyvádění mláďat (§ 9, 10). Uživatelé honiteb by měli naopak povinnosti vůči těmto druhům jakožto zvěři pečovat o porosty, remízky a jiné vhodné úkryty pro zvěř, provádět opatření k záchraně zvěře zejména před požáry a povodněmi, provozovat krmelce, zásypy, slaniska a napajedla a v době nouze je přikrmovat (§ 11). Vlastník, popř. nájemce honebního pozemku je povinen činit preventivní opatření k zábraně škod působených zvěří, přičemž však nesmí být zvěř zraňována. Stejná opatření může učinit se souhlasem vlastníka honebního pozemku uživatel honitby (§ 53).

V případě zařazení mezi zvěř, kterou nelze lovit, by se neuplatnila ustanovení o odpovědnosti uživatele honitby za škody způsobené zvěří ve smyslu § 52 zákona. Škody v rozsahu stanoveném zákonem (§ 54) v takovém případě hradí stát (u zubra by v případě doplnění do zákona č. 115/2000 Sb. bylo možné poskytovat náhradu škod podle tohoto předpisu).

Zařazení zubra, případně dalších druhů, na seznam zvěře by naopak znamenalo, že se dostanou do režimu ochrany podle § 56 zákona o myslivosti. Podle něj za škodu na zvěři odpovídá každý, kdo ji způsobil porušením právní povinnosti. Škodou na zvěři se rozumí zejména neoprávněný lov zvěře (pytláctví), úhyn zvěře, zničení hnízdišť, poškození nebo zničení prostředí nutného pro život zvěře a vypuštění živočichů, kteří mohou narušit přírodní rovnováhu nebo narušit genofond geograficky původního druhu zvěře. Toto vše by mohlo být argumentem pro zařazení předmětných druhů na seznam zvěře z důvodu jejich ochrany a případného postihu pachatele v rámci správního či soudního trestání.

Na náhradu škody na zvěři má nárok uživatel honitby. Pro uplatnění nároku na náhradu této škody platí obecné předpisy, především občanský zákoník č. 89/2012 Sb.

Tolik tedy k důsledkům hypotetického zařazení předmětných druhů mezi zvěř podle § 2 písm. d) zákona o myslivosti. V praxi by mohla být aktuální úvaha o zařazení mezi zvěř u zubra evropského, avšak do § 2 písm. c) zákona o myslivosti.

15.3.2.3. Otázka použití zákona o myslivosti na předmětné druhy, nebudou-li na seznamu zvěře

Ještě je třeba poukázat na skutečnost, jak se dá použít zákon o myslivosti na případy, kdy by byli zubr, exmoorský pony, kulan a pratur legálně vypuštěni do volné přírody, stali se tedy z vůle chovatele divokými zvířaty, aniž by však byli formálně zařazeni na seznam zvěře podle zákona o myslivosti. V tomto případě by se na ně režim zákona o myslivosti nevztahoval, až na výjimku, kterou by byl režim lovu. Pokud by takový lov povolil orgán ochrany přírody ve smyslu § 5 odst. 4 (nebo § 56) zákona o ochraně přírody a krajiny, pak by jej dle § 40 zákona o myslivosti mohla provést osoba oprávněná podle tohoto zákona. Neplatí tedy, že by takové druhy mohl kdokoliv a jakýmikoliv prostředky odlovit.

15.3.3. Ochrana zvířat proti pytláctví a jiným formám ilegálního jednání

V České republice bohužel stále dochází k pytláctví a jiným formám ilegálního pronásledování (zabíjení, pokládání pastí a otrávených návnad atd.) volně žijících živočichů (především rysa, vlka, vydry, bobra, dravých ptáků apod.). V následujících pasážích se zmíníme o právní úpravě, která umožňuje taková protiprávní jednání postihnout. To vše ovšem za podmínky, že se podaří pachatele dopadnout a usvědčit, což je bohužel v praxi ještě stále hlavní slabina uplatňování tzv. deliktní odpovědnosti. Následující výklad se vztahuje, není-li výslovně uvedeno jinak, na všechny velké býložravce.

15.3.3.1. Ochrana podle zákona o ochraně přírody

Podle zákona č. 114/1992 Sb. lze postihnout fyzické osoby a právnické osoby za přestupky, pokud by je pachatelé spáchali vůči jedincům zvláště chráněných druhů volně žijících živočichů (zraňování, zabíjení, nepovolený odchyt, nepovolený chov) nebo proti jejich biotopům (poškozování jejich přírodních stanovišť). Vzhledem k tomu, že však podle stávající právní úpravy ani zubr, ani pratur, ani kulan či exmoorský pony nejsou na seznamu zvláště chráněných druhů, aplikace deliktní odpovědnosti podle tohoto zákona není možná.

Nicméně dostatečnou ochranu by měla poskytovat obecná ochrana rostlin a živočichů § 5 odstavec 1 zákona č. 114/1992 Sb.: *„Všechny druhy rostlin a živočichů jsou chráněny před zničením, poškozováním, sběrem či odchytem, který vede nebo by mohl vést k ohrožení těchto druhů na bytí nebo k jejich degeneraci, k narušení rozmnožovacích schopností druhů, zániku populace druhů nebo zničení ekosystému, jehož jsou součástí. Při porušení těchto podmínek je orgán ochrany přírody oprávněn rušivou činnost omezit stanovením závazných podmínek.“*

Je však třeba upozornit na skutečnost, že porušení podmínek obecné ochrany živočichů dle § 5 odst. 1 a 3 zákona č. 114/1992 Sb. není sankcionovatelné odpovědností za přestupky. Což by se vztahovalo i na velké býložravce.

15.3.3.2. Ochrana podle zákona o myslivosti

Podle zákona č. 449/2001 Sb. lze postihnout fyzické osoby a právnické osoby za přestupky, pokud by je pachatelé spáchali vůči jedincům zvířat zařazeným na seznam zvěře podle § 2 písm. c) nebo § 2 písm. d). Jednalo by se zpravidla hlavně o ilegální lov či odchyt. Vzhledem k tomu, že však podle stávající právní úpravy ani zubr, ani pratur, ani kulan či exmoorský pony nejsou na seznamu zvěře, aplikace deliktní odpovědnosti podle tohoto zákona není možná.

15.3.3.3. Ochrana podle zákona na ochranu zvířat proti týrání

Podle zákona č. 246/1992 Sb. lze postihnout fyzické osoby a právnické osoby za přestupky, pokud by je pachatelé spáchali vůči jedincům zvířat jakýchkoliv druhů či plemen. Zde se na rozdíl od předchozích dvou popsaných právních úprav může postupovat při uplatňování deliktní odpovědnosti již nyní, neboť zákon chrání jakékoliv zvíře, pokud jde o obratlovce, bez ohledu na příslušnost k druhu, stupni ochrany nebo kategorii. Obecní úřady obcí s rozšířenou působností mohou stíhat pachatele za některé z mnoha druhů týrání zvířat vyjmenovaných především v § 4 zákona. Ochranu zákon poskytuje i volně žijícím zvířatům. Pachatelem by mohla být tedy především osoba, která by zaútočila proti zvířatům ve volné přírodě či v polodivokém chovu. Například ale v chovu, a to i v polodivokém režimu, by pachatelem mohl být teoreticky i vlastník, chovatel či osoba, které byla zvířata svěřena do dočasné péče, opatrování, pastvy atd., pokud by se k vlastním či svěřeným zvířatům chovali v rozporu se zákonem, a to úmyslně, ale i nedbalostí.

15.3.3.4. Ochrana podle trestního zákoníku

Některá protiprávní jednání dosahující vyššího stupně společenské nebezpečnosti než přestupky v rámci správní odpovědnosti popsané výše lze kvalifikovat i jako trestné činy podle trestního zákoníku č. 40/2009 Sb., ve znění pozdějších předpisů. Konkrétně jde zejména o ustanovení § 299 „Neoprávněné nakládání s chráněnými volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami“, § 300 „Neoprávněné nakládání s chráněnými volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami z nedbalosti“, jež směřují k ochraně jedinců zvláště chráněných druhů planě rostoucích rostlin nebo volně žijících živočichů a jejich populací. Mohlo by jít například o ilegální pronásledování typu zabíjení jednotlivých kusů zvířat či pokládání pastí či otrávených návnad. Zatím ale tyto paragrafy trestního zákoníku aplikovat nelze, neboť zubr, pratur, kulan ani exmoorský pony nejsou zvláště chráněnými druhy podle zákona č. 114/1992 Sb. Pouze v případě kulana (CITES druh dle podmínek nařízení č. 338/97/ES a zákona č. 100/2004 Sb., včetně jejich prováděcích předpisů) by bylo teoreticky možné uvažovat o možném postihu nelegálního obchodování s ním, pokud by byly naplněny podmínky dle § 299 nebo § 300 tr. zákoníku. Dále by teoreticky bylo možné, pokud by byly v budoucnu předmětné druhy velkých býložravců zařazeny na seznam zvěře podle zákona o myslivosti, uvažovat o aplikaci i skutkové podstaty trestného činu pytláctví podle § 304.

V současné právní praxi by bylo možné aplikovat pouze trestné činy týrání zvířat podle § 302 (proti stádu zvířat), podle § 303 u chovatelů zvířat při zanedbání povinné péče či šíření nakažlivé choroby u zvířat (§ 307). Pachatelem by mohla být jak fyzická, tak i právnická osoba (od prosince 2016).

Pokud jde o ochranu eventuálních, v budoucnu vyhlášených evropsky významných lokalit pro zubra evropského, přicházel by v úvahu i trestný čin podle § 301 poškozování chráněných částí přírody. Pachatel by musel poškodit či zničit svým jednáním přírodní stanoviště chráněné jako evropsky významná lokalita, vymezená podle § 45a a násl. zák. č. 114/1992 Sb. pro zubra.

15.4. Chov zvířat v polodivokých podmínkách

Technicky jde v případě polodivokého chovu o formu chovu podobnou obornímu (od něhož se ovšem v řadě aspektů zásadně liší), tedy o chov na velkém prostoru desítek až tisíců hektarů, ovšem na jeho hranicích ohraničeném plotem, elektrickým ohradníkem, či jejich kombinací, kde jsou chovatelské zásahy omezeny na ty nejnutnější. Chovatel však za zvířata v polodivokém režimu zodpovídá, a to jak v souladu s veřejnoprávními, tak soukromoprávními předpisy. Legislativní podmínky veřejnoprávního charakteru, které se vztahují na chov včetně polodivokého chovu, by se daly rozdělit do dvou skupin:

15.4.1. Polodivoký režim ve vztahu ke zvířatům

Platí na ně obecné podmínky zákona o šlechtění a plemenitbě, resp. veterinárního zákona, resp. zákona na ochranu zvířat proti týrání (viz výše kap. 12.1.).

V případě druhů podléhajících režimu regulace mezinárodního obchodu s exempláři CITES (jen kulan) je třeba dodržet i podmínky nařízení č. 338/97/ES a zákona č. 100/2004 Sb. včetně jejich prováděcích předpisů, zejména v souvislosti s případným vývozem zvířat do zahraničí. Druh osel asijský *Equus hemionus* je se všemi poddruhy v Úmluvě CITES, příloze II, až na výjimky, jako jsou poddruhy *E. h. hemionus* (džigetaj) a *E. h. khur* (khur), které jsou v příloze I. Předmětný poddruh kulan *E. h. kulan* je tedy v příloze II. Avšak dle nařízení Rady (ES) č. 338/97 jsou všechny poddruhy druhu *Equus hemionus* zařazeny v příloze A.

15.4.2. Polodivoký režim ve vztahu k prostředí, ve kterém bude zvíře chováno

V případě polodivokých chovů situovaných do evropsky významných lokalit je třeba vyjádření příslušného orgánu ochrany přírody včetně stanoviska, zda zavedení pastvy v dané lokalitě může být významným zásahem vyžadujícím posuzování vlivu na životní prostředí. Teoreticky není vyloučen ani chov v některém ze zvláště chráněných území dle § 14 zák. č. 114/1992 Sb. Pak by bylo nutné dodržet ustanovení základních, případně bližších ochranných podmínek v těchto chráněných územích dle § 15 až 44 zák. č. 114/1992 Sb. Dále může být dotčen lesní zákon č. 289/1995 Sb., pokud by šlo o chov v lesích ochranných nebo zvláštního určení – viz níže kap. 12.10., případně i o režim vodního zákona (může jít o povolení pro vypouštění v ochranném pásmu vodního zdroje – viz níže kap. 12.11.).

Zásadní bude případná výstavba oplocení pro polodivoký chov, kdy je nutné postupovat v souladu se stavebním zákonem.

Pozn.: Ze soukromoprávního pohledu je potřeba zdůraznit, že jakýkoliv chov na cizích pozemcích musí být schválen vlastníkem (vlastníky) těchto pozemků.

15.4.3. Polodivoký režim ve vztahu k zákonu o myslivosti

Podle § 4 odst. 2 dovoz a vývoz živé zvěře i jejích vývojových stadií lze provádět jen se souhlasem orgánu státní správy myslivosti, a to za podmínek v něm stanovených. Ani jeden z výše uvedených druhů velkých býložravců není v současné době zvěří podle zákona o myslivosti ČR a za zvěř není považován ani mezinárodní mysliveckou organizací (CIC). V případě zahrnutí zubra mezi zvěř se zákon o myslivosti na zubra v divokém i polodivokém režimu vztahovat bude. Z uvedených druhů řeší CIC pouze zubra, a to ve zvláštním režimu: není považován za zvěř, tato kategorizace spadá na úroveň národních legislativ (např. v Polsku zubr zvěř je), ale má zavedeno bodové hodnocení trofejí.

15.5. Právní formy poskytování státních pozemků nestátním subjektům za účelem managementu krajiny

Polodivoké chovy mohou realizovat fyzické i právnické osoby, včetně státních organizací, které mohou vlastní realizaci zadat specializovaným nestátním subjektům.

Pro realizaci projektů managementu s pomocí velkých kopytníků je možné za současné právní úpravy získávat neziskovými soukromými subjekty typu spolek nebo obecně prospěšnými organizacemi pozemky od státu, zejména v případech, kdy pozemky za stát spravuje organizace působící v ochraně přírody (Správy národních parků, resp. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR). V úvahu teoreticky přicházejí následující smluvní typy podle občanského zákoníku: výpůjčka, nájem, pacht, případně zemědělský pacht.

U všech smluvních typů se jedná o držbu, resp. užívání cizích (státních) pozemků nestátními právnickými osobami (o. p. s., spolek), a to na dobu určitou. Výpůjčka je pojmově zadarmo, proto je při porovnání těchto tří smluvních typů nejlépe vhodná, protože nestátní právnické osoby budou mít v souvislosti se zavedením pastvy značné náklady (ohrazení, nákup zvířat, pravidelné kontroly a servis apod.). Nájem a pacht, resp. zemědělský pacht, jsou za úplatu a z výše uvedených důvodů nejsou tyto formy příliš vhodné, protože omezují možnosti zavádění pastevního managementu. Obsah smluv by se řídil občanským zákoníkem, podrobnosti sjednání takové smlouvy by se však řídily zákonem č. 219/2000 Sb., o majetku ČR a jejím vystupování v právních vztazích.

V praxi by však dle našeho názoru byla nejvhodnější forma úplně jiná, a to podle § 61a zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Podle § 61a existuje možnost přenechat pozemky ve vlastnictví státu spravované organizačními složkami státu za účelem správcovství neziskovým právnickým osobám zabývajícím se ochranou přírody a krajiny. Konkrétně by se jednalo o spolky nebo obecně prospěšné společnosti, jejichž hlavním předmětem činnosti podle jeho stanov je ochrana přírody a krajiny. Vzhledem k tomu, že jde o majetek ve vlastnictví státu, všechny další podmínky pro přenechání majetku státu do dočasného užívání se použijí ze zákona č. 219/2000 Sb. Avšak podle § 61a zákona č. 114/1992 Sb. se nepoužije na daný smluvní vztah § 27 odst. 2 zákona č. 219/2000 Sb. omezující dobu užívání. Tudíž lze přenechat pozemky do dlouhodobého užívání soukromé neziskové právnické osobě i na desítky let. Pozemek je možné přenechat pouze k zajištění cílů ochrany přírody a krajiny. Jedná se např. o zemědělské pozemky (např. trvalé travní porosty), kde se zohledňují požadavky na podporu funkce přírodních procesů v ekosystémech atd.

Lesní pozemky ve smyslu § 2 a § 3 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, může organizační složka státu takto přenechat pouze po dohodě s Ministerstvem zemědělství, nejde-li o pozemky na území národních parků nebo jejich ochranných pásem, kde je může přenechat pouze po dohodě s Ministerstvem životního prostředí. Podle § 5 lesního zákona je však nájem a podnájem státního lesa za účelem hospodaření v lese zakázán. Netýká se však činností, jejichž účelem je ochrana přírody.

Pokud shrneme výše uvedené, výhodou tohoto smluvního vztahu podle § 61a zákona č. 114/1992 Sb. oproti výše uvedeným smlouvám z občanského zákoníku je jednak možnost uzavřít smluvní vztah na delší dobu a jednak odpadá povinnost platit nájem. Dále tento typ smlouvy přímo vyhovuje cílům předmětného typu managementu, tedy managementu pozemků prostřednictvím velkých býložravců spásačů, neboť jde o neziskovou činnost ve prospěch ochrany přírody.

15.6. Odpovědnost za škody na zdraví a majetku způsobené chovanými (polo)divokými zvířaty

Pokud nejde o zvířata v postavení volně žijícího živočicha, platí odpovědnost vlastníka zvířat za podmínek občanského zákoníku č. 89/2012 Sb., pokud ovšem neprokáže cizí spoluzavinění nebo se úplně nevyviní za podmínek občanského zákoníku č. 89/2012 Sb.

Zde platí především odpovědnost soukromoprávní za podmínek občanského zákoníku č. 89/2012 Sb. Platí princip generální prevence, tedy že každý je povinen počínat si při svém konání tak, aby nedošlo k nedůvodné újmě na svobodě, životě, zdraví nebo vlastnictví jiného. Je povinen podle svých možností a schopností odvrátit újmu, o níž ví nebo musí vědět, za podmínek § 2900 a 2901 občanského zákoníku. Škůdce, který vlastním zaviněním poruší povinnost stanovenou zákonem, a zasáhne tak do práva poškozeného, nahradí poškozenému, co tím způsobil, případně za dalších podmínek § 2910 občanského zákoníku. Způsobí-li škůdce poškozenému škodu porušením zákonné povinnosti, má se za to, že škodu zavinil z nedbalosti. Pro nedbalost platí jak § 2911, tak i § 2912 občanského zákoníku. Spoluodpovědných za škodu může být i více osob. Tolik obecná teorie soukromého práva.

Živé zvíře není od 1. 1. 2014 věcí, tudíž se na něj nevztahují ustanovení občanského zákoníku o škodě způsobené věcí. Občanský zákoník však má speciální ustanovení o škodě způsobené zvířetem (§ 2933 až 2935). Způsobí-li škodu zvíře, nahradí ji jeho vlastník, ať již bylo pod jeho dohledem nebo pod dohledem osoby, které vlastník zvíře svěřil, anebo se zatoulalo nebo uprchlo. Osoba, které zvíře bylo svěřeno nebo která zvíře chová nebo jinak používá, nahradí škodu způsobenou zvířetem společně a

nerozdílně s vlastníkem. Tudíž v případě zanedbání péče o stav oplocení obory či ohrady (kůň uteče dírou v plotě) za vznik škody na cizím majetku odpovídá vlastník chovaného zvířete či ona jiná výše uvedená osoba. Jiná situace by byla, kdyby do obory vnikl cizí člověk a pokusil se o „rodeo“, svémocně odňal zvíře (nejde o zapůjčení vlastníkem nebo pověřenou oprávněnou osobou, obvykle jde o situaci podobnou krádeži, kdy se škůdce vymlouvá „chtěl jsem se jen svézt, vrátil bych ho, kdyby mě neshodil a neutekl“). V takovém případě tedy odjel na něm pryč z ohrady a pak jej zvíře setřáslo a následně způsobilo škodu na cizím majetku. Nebo jej setřáslo již v ohradě a uteklo ven a způsobilo škodu na cizím majetku. V obou případech pak bude odpovídat za škodu tento „návštěvník“ a nemůže se zprostit povinnosti k náhradě. Vlastník nebo osoba, které vlastník zvíře svěřil a jimž bylo zvíře návštěvníkem svémocně odňato, se na náhradě škody nespolupodílí, pokud prokážou, že odnětí nemohli rozumně zabránit.

Problematická může být situace, kdy cizí člověk přeleze či podleze plot či proleze průchodem pro zvěř. Pokud způsobí chovateli/vlastníku zvířat v polodivokém chovu škodu, ať už na zvířatech, porostech či majetku, odpovídá za ni, jakož i za jiné protiprávní jednání, kterého se v zařízení (ohradě, farmě atd.) dopustí. Doporučujeme však preventivně na ohradě, plotě či jiném zařízení viditelně instalovat upozornění na existenci polodivokého chovu, vlastnictví, režim ochrany a možné odpovědnostní důsledky. I pak ale platí, že pokud se nepodaří škůdce usvědčit, není po kom vymáhat škodu, případně není koho stíhat orgány státní správy či Policie ČR za protiprávní čin.

Škoda se nahrazuje primárně uvedením do předešlého stavu. Není-li to dobře možné nebo žádá-li to poškozený, hradí se škoda v penězích. Toto bude přicházet zejména v případě zničení zemědělské úrody či lesních porostů zvířetem. Hradí se skutečná škoda a ušlý zisk, což může být například situace, kdy poškozený zemědělec mohl úrodu se ziskem prodat, avšak z ohrady uprchlý zubr, kůň atd. mu ji sežrali.

Škůdce hradí i náhrady při ublížení na zdraví a při usmrcení, včetně nákladů spojených i se ztížením budoucího společenského uplatnění, nákladů na péči o zdraví či nákladů na pohřeb. Škůdce je povinen případně nahradit i nemajetkovou újmu, například odčinit způsobené duševní útrapy.

Obdobná situace je u škod způsobených na zvířatech přikrmováním návštěvníky. Podle OZ by mohl vlastník uplatnit náhradu škody a případně i nemajetkové újmy, včetně psychické, pokud by ale byl konkrétní škůdce určen. Což v případě krmení přes plot lze dohledat obvykle jen těžko. Šlo by to kvalifikovat podle zákona č. 246/1992 Sb. jako týrání zvířat, stačí z nedbalosti, nemusí být úmysl zvíře otrávit. Zahrnuje § 4, týkající se překrmování, ale i nevhodného krmení. Ale obdobně jako je tomu v předchozím případě, neprokážete-li konkrétního pachatele, nemá orgán ochrany zvířat koho stíhat za přestupek. Doporučujeme však preventivně na ohradě, plotě či jiném zařízení viditelně instalovat upozornění zakazující přikrmování zvířat s vysvětlením možných škodlivých následků na zdraví či životě zvířat.

Konečně je také možnost, že dojde k poškození nějakého cizího hospodářského nebo domácího zvířete z chovu uprchlým zubrem, praturem atd. Ustanovení § 2971 občanského zákoníku ukládá při poranění zvířete škůdci nahradit účelně vynaložené náklady spojené s péčí o zdraví zraněného zvířete tomu, kdo je vynaložil. Požádá-li o to poškozený, složí mu škůdce na tyto náklady přiměřenou zálohu. Náklady spojené s péčí o zdraví zvířete nejsou neúčelné, i když podstatně převyšují cenu poškozeného zvířete, za podmínek § 2971 o. z.

Vedle toho platí teoreticky i odpovědnost veřejnoprávní. Pokud by byl např. exmoorský pony nebo zubr v budoucnu zařazen na seznam zvěře podle zákona o myslivosti (blíže o této úvaze a důsledcích viz výše), pak by platila následující úprava existující v zákoně o myslivosti: Pokud by šlo o odpovědnost za škody způsobené zvěří uniklou z obory, je povinen takovou škodu uhradit uživatel obory (§ 52), nesprostí-li se odpovědnosti (§ 52 odst. 3). Uživatel obory se zprostí odpovědnosti tehdy, prokáže-li, že uniknutí zvěře bylo umožněno poškozením ohrazení obory neodvratitelnou událostí nebo osobou, za niž neodpovídá. Neodvratitelnou událostí se rozumí např. pád stromů při větrné smršti nebo důsledky povodně. Osobou, za níž uživatel neodpovídá, se rozumí zejména osoba, která není zaměstnancem či obchodním společníkem uživatele. Bude to např. houbař, který si prostříhá drátěný plot ohrady.

Pokud jde o odpovědnost za škody na zdraví a majetku způsobené zvířaty první generace zvířat ze zajetí vs. zvířata narozená v přírodě v polodivokém chovu, i zde platí odpovědnost vlastníka zvířat za podmínek občanského zákoníku, a to u obou případů, až do doby legálního vypuštění zvířete do volné přírody. V polodivokém chovu tedy odpovídá vlastník/manažer stáda.

De lege ferenda by mohla přicházet v úvahu alternativně odpovědnost státu (u jedinců některých druhů, zejména zubra, jakožto volně žijících živočichů).

15.7. Uchování osteologického a jiného biologického materiálu

Uchování dokladového osteologického a jiného biologického materiálu je nedílnou součástí práce s mezinárodně chráněnými druhy, zejména v případě úhynu či odlovu. Vztahuje se na druhy figurující v seznamech CITES, tedy jen kulana (CITES A), na něž se vztahují předpisy o nakládání s exempláři CITES i na části těl, tedy i kosti, kůže, rohy, kopyta atd. Nakládání s částmi těl zvířete by podléhalo i dalším zákonným povinnostem, pokud by byly tyto druhy (nyní nejsou) na seznamech zvláště chráněných druhů podle zák. č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (zejména § 50, § 54, § 56), nebo na seznamech zvěře, podle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti (např. § 51). Pak totiž podléhají ochraně i mrtvé kusy a části těl zvířat.

15.8. Možnosti regulace polodivokých populací zubrů, praturů, koní a kulanů odlovem

Zde je základem právní úpravy § 5 zákona č. 246/1992 Sb. Mezi důvody usmrcení zvířete patří mimo jiné i regulování populace zvířat v lidské péči a volně žijících zvířat; tím nejsou dotčena ustanovení zvláštních právních předpisů, (zákon o myslivosti, zákon o ochraně přírody a krajiny). Regulováním populace zvířat se rozumí soubor soustavně prováděných preventivních opatření, která mají přispět k udržení populace v určité zdravotní a genetické kvalitě, zejména omezením nepřirozené nabídky potravních zdrojů a možností rozmnožování populace, a jejichž cílem je omezit rizika, která mohou vzniknout nárůstem populace v jejím teritoriu nebo rizika ohrožení populací volně žijících zvířat, a zabránit vzniku utrpení zvířat a nadměrných škod, zejména šíření nákaz nebo jiných nežádoucích vlivů.

Z důvodu maximálního možného snížení stresu pro zvířata, která se navíc v polodivokých chovech nacházejí na omezeném území, by bylo vhodné při regulačním odlovu použít tlumiče. V § 5 ani § 14 zákona č. 246/1992 Sb. sice mezi zakázanými způsoby odlovu tlumič není. Podobně v § 45 zákona o myslivosti tlumiče také výslovně zakázány nejsou. V § 6 písmenu d) zákona o zbraních a střelivu č. 119/2002 Sb., v platném znění, je tlumič řazen do doplňku zbraní kategorie C. Z tohoto důvodu se již tlumičů netýká ani písmeno j) paragrafu § 45 zákona o myslivosti č. 449/2001 („… zákaz střílet zvěř zakázanými zbraněmi, jejich doplňky a střelivem“). Noktovizory pro noční vidění, pro které bylo ve

starším znění zákona nutné získat výjimku pro účely výkonu práva myslivosti, již platné znění zákona (k 1. 12. 2022) mezi zakázanými zbraněmi a doplňky vůbec nezmiňuje. Zákon o myslivosti sice zakazuje používání zaměřovače zbraní konstruované na principu noktovizorů (§ 45), pro odstřel velkých býložravců však lze použít tlumič i noktovizor, protože tato zvířata nejsou chována v režimu lovné zvěře podle zákona o myslivosti, ale hospodářských zvířat.

Tiché zbraně typu kuše a luk jsou zakázané podle § 45 zákona o myslivosti, tudíž nejen vůči divoké zvěři, ale i vůči zvířatům chovaným v režimu polodivokého chovu.

Mimořádné případy odlovu volně se pohybujících označených zvířat z farmových chovů zvěře ve vzdálenosti větší než 200 m od nehonebního pozemku, na němž je farmový chov provozován, řeší u myslivecké stráže a mysliveckého hospodáře zákon o myslivosti. Stejně tak § 41 zákona o myslivosti řeší podmínky mimořádného odlovu zvířat na nehonebních pozemcích za účelem regulace stavu populací (jednorázové omezení nebo trvalá regulace stavů).

15.9. Možnosti ponechávání kadáverů přirozeně uhynulých zvířat v krajině bez nutnosti jejich zpracování v kafilerii

Kadávery uhynulých zvířat jsou důležitou součástí potravní pyramidy a koloběhu živin. Je na ně vázáno specifické společenstvo mrchožroutů a jejich přítomnost v krajině může podstatným způsobem podpořit některé fakultativně mrchožravé druhy včetně některých zvláště chráněných druhů (např. orel mořský, vlk aj.). Ponechávání kadáverů na místě proto může být navíc v určitých případech žádoucí z hlediska ochrany přírody. Běžně nelze aplikovat – veterinární zákon nařizuje vyšetřit, zda není uhynulé zvíře nakaženo, což obnáší transport kadáveru k veterinárnímu vyšetření. V praxi však nemusí jít vždy o celý kadáver, například u černé zvěře se odevzdávají jen vzorky masa a ocas divokého prasete. Zároveň konkrétní zákaz ponechávání kadáverů speciálně velkých býložravců v zákoně neexistuje.

Možnost výjimky pro ponechání kadáverů by mohla být navázána na požadavek zajištění péče o populace ptáků ve smyslu čl. 10 Směrnice o ptácích č. 147/2009/ES (např. orel mořský, který má-li přístup ke kadávérům, se do značné míry stává mrchožroutem, jinde je běžnou praxí podporovat takto zejména supy – Francie, Španělsko, Řecko aj.). V platné české legislativě dosud neexistuje definice nebo seznam druhů, které jsou považovány za mrchožrouty a pro které by byla taková podpora umožněna.

Pro některé druhy dravých ptáků (např. orla mořského) byly vyhlášeny v ČR tzv. ptačí oblasti (např. Třeboňsko) v rámci soustavy Natura 2000. Pro podporu života těchto druhů se realizují opatření podobného charakteru (ponechávání kadáverů na místě, tzv. újeď) na základě projektu pokusů, schválených Ministerstvem zemědělství podle zákona č. 246/1992 Sb., se souhlasem orgánů veterinární péče.

15.10. Lesní pastva – právní ukotvení

Jedná se o režim lesního zákona č. 289/1995 Sb. (LZ). V zásadě je podle § 20 odst. 1 písm. n) LZ v lesích zakázáno „pást dobytek, umožňovat výběh hospodářským zvířatům a průhon dobytka lesními porosty“. To se vztahuje na vlastníky lesa, nájemce lesa a všechny uživatele lesa, tj. na každého, kdo užívá les z jiného právního důvodu. Zákaz se nevztahuje na činnosti, které jsou prováděny při hospodaření v lese (mezi lesní pozemky patří dle § 3 zákona o lesích naopak lesní pastviny a políčka pro zvěř). Musely by ale být v souladu s lesním hospodářským plánem nebo převzatou lesní

hospodářskou osnovou. To by se vztahovalo jen na vlastníka nebo nájem, případně pacht, ale ne na uživatele v rámci obecného užívání lesa (subjekty mimo vlastníka či nájemce/pachtýře). Platí zákonná povinnost hospodařit v lese tak, aby tyto činnosti neohrožovaly lesy sousedních vlastníků.

Lze oplotit lesní pozemek pro účely obory či farmového chovu (§ 32 odst. 7 LZ), to se ale týká jen druhů zvěře, což dle § 2 zákona o myslivosti není zubr ani jiný z cílových druhů velkých kopytníků. Vlastníci lesů a uživatelé honiteb (výkladem lze dovodit, že i nájemci/pachtýři lesních pozemků) jsou povinni dbát, aby lesní porosty nebyly nepřiměřeně poškozovány zvěří a jinými škodlivými organismy (což mají být dle LZ také živočišní škůdci lesních porostů – nejen ochrana před klasickým hmyzím škůdcem, ale i ochrana proti okusu zvířaty).

15.10.1. Kategorie lesů a základní pojmy ve vztahu k polodivokému chovu turů a koňovitých – režim lesního zákona č. 289/1995 Sb.

Pokud jde o základní pojmy, podle § 2 LZ pro účely tohoto zákona se rozumí mimo jiné:

a) lesem lesní porosty s jejich prostředím a pozemky určené k plnění funkcí lesa;

b) funkcemi lesa a přínosy podmíněnými existencí lesa, které se člení na produkční a mimoprodukční, tedy ekologické, u kterých lze uvažovat o managementu ekosystémů formou pastvy zubrů, koní a praturů;

c) lesními porosty stromy a keře lesních dřevin, které v daných podmínkách plní funkce lesa.

Podle § 3 odst. 1 LZ se pozemky určenými k plnění funkcí lesa rozumí v zásadě dvě kategorie:

I. pozemky s lesními porosty a plochy, na nichž byly lesní porosty odstraněny za účelem obnovy, lesní průseky a nezpevněné lesní cesty, nejsou-li širší než 4 m, a pozemky, na nichž byly lesní porosty dočasně odstraněny na základě rozhodnutí orgánu státní správy lesů podle § 13 odst. 1 LZ (dále jen „lesní pozemky“);

II. zpevněné lesní cesty, drobné vodní plochy, ostatní plochy, pozemky nad horní hranicí dřevinné vegetace (hole), s výjimkou pozemků zastavěných a jejich příjezdních komunikací, a lesní pastviny a políčka pro zvěř, pokud nejsou součástí zemědělského půdního fondu a jestliže s lesem souvisejí nebo slouží lesnímu hospodářství (dále jen „jiné pozemky“). U těchto pozemků může orgán státní správy lesů nařídit označení jejich příslušnosti k pozemkům určeným k plnění funkcí lesa.

Pozor, pozemky, které nejsou uvedeny v odstavci 1, může orgán státní správy lesů na návrh vlastníka pozemku nebo s jeho souhlasem prohlásit rozhodnutím také za pozemky určené k plnění funkcí lesa (§ 3 LZ).

Pozemky, které nejsou pozemky určenými k plnění funkcí lesa podle § 3 LZ, mohou být součástí zemědělského půdního fondu podle zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu. Pastva koní, skotu a zubra bude obvykle probíhat na pozemcích se statusem trvalý travní porost (louky, pastviny) či ostatní/neplodná půda.

Pokud jde o praktické souvislosti polodivokého chovu koní a turů, je třeba uvést pojem „Kategorie lesů“. Podle § 6 LZ se lesy člení podle převažujících funkcí do tří kategorií, a to na lesy ochranné, lesy zvláštního určení a lesy hospodářské. První dvě kategorie lesů jsou z hlediska pastevního managementu pomocí velkých býložravců nejperspektivnější.

15.10.2. Lesy ochranné

a) lesy na mimořádně nepříznivých stanovištích (sutě, kamenná moře, prudké svahy, strže, nestabilizované náplavy a písky, rašeliniště, odvaly a výsypky apod.);

b) vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech;

c) lesy v klečovém lesním vegetačním stupni.

O zařazení lesů do kategorie lesů ochranných rozhoduje orgán státní správy lesů na návrh vlastníka lesa nebo z vlastního podnětu. Vlastníci lesů ochranných jsou podle § 36 LZ v nich povinni hospodařit tak, aby byly zajištěny především jejich ochranné funkce. Opatření odchylná od běžného lesního hospodaření v lesích hospodářských mohou být pro hospodaření v lesích ochranných navržena v lesním hospodářském plánu, nebo lesní hospodářské osnově, nebo je stanoví rozhodnutím orgán státní správy lesů na návrh vlastníka lesa, nebo z vlastního podnětu. Vlastník lesa je povinen zajistit opatření uložená orgánem státní správy lesů ke splnění účelu sledovaného jejich vyhlášením. Za provedená opatření přísluší vlastníku lesa náhrada zvýšených nákladů. Orgán státní správy lesů rozhodne na návrh vlastníka lesa o tom, kdo a v jaké výši uhradí vlastníku lesa zvýšené náklady spojené s omezením hospodaření podle § 36 odstavců 3 a 4 LZ.

15.10.3. Lesy zvláštního určení

Dvě základní subkategorie lesů zvláštního určení:

I. Podle § 8 odst. 1 LZ lesy zvláštního určení jsou lesy, které nejsou lesy ochrannými a nacházejí se:

a) v pásmech hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně;

b) v ochranných pásmech zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod;

c) na území národních parků a národních přírodních rezervací.

II. Podle § 8 odst. 2 LZ do kategorie lesů zvláštního určení lze dále zařadit lesy, u kterých veřejný zájem na zlepšení a ochraně životního prostředí nebo jiný oprávněný zájem na plnění mimoprodukčních funkcí lesa je nadřazen funkcím produkčním. Jde o lesy, v nichž je zavedení pastevního managementu momentálně nejsnazší:

a) v prvních zónách chráněných krajinných oblastí a lesy v přírodních rezervacích, národních památkách a národních přírodních památkách;

b) lázeňské;

c) příměstské a další lesy se zvýšenou rekreační funkcí;

d) sloužící lesnickému výzkumu a lesnické výuce;

e) se zvýšenou funkcí půdoochrannou, vodoochrannou, klimatickou nebo krajinotvornou;

f) potřebné pro zachování biologické různorodosti;

g) v uznaných oborách a v samostatných bažantnicích;

h) v nichž jiný důležitý veřejný zájem vyžaduje odlišný způsob hospodaření.

O zařazení lesů do kategorie lesů zvláštního určení podle odstavce 2 rozhoduje orgán státní správy lesů na návrh vlastníka lesa nebo z vlastního podnětu.

Vlastníci lesů zvláštního určení jsou v nich podle § 36 LZ povinni hospodařit tak, aby byly zajištěny především jejich ochranné funkce. Opatření odchylná od běžného lesního hospodaření v lesích hospodářských mohou být pro hospodaření v lesích zvláštního určení navržena v lesním hospodářském plánu, nebo lesní hospodářské osnově, nebo je stanoví rozhodnutím orgán státní správy lesů na návrh vlastníka lesa, nebo z vlastního podnětu.

Dále podle § 36 LZ jsou vlastníci lesů zvláštního určení povinni strpět omezení při hospodaření v nich. Vlastníkům těchto lesů náleží náhrada zvýšených nákladů, pokud jim z omezeného způsobu hospodaření v nich vzniknou. Náhrada nenáleží v případech, kdy byly lesy vyhlášeny za lesy zvláštního určení podle § 8 odst. 2 písm. g) – uznané obory a samostatné bažantnice, a v případech, kdy je úhrada zvýšených nákladů poskytována podle zvláštních předpisů – náhrada za omezení (ztížení výkonu) vlastnického či nájemního práva k lesním pozemkům z důvodu ochrany přírody podle § 58 zákona č. 114/1992 Sb.

Dále podle § 36 LZ je vlastník lesa zvláštního určení povinen zajistit opatření uložená orgánem státní správy lesů ke splnění účelu sledovaného jejich vyhlášením. Za provedená opatření přísluší vlastníku lesa náhrada zvýšených nákladů. Orgán státní správy lesů rozhodne na návrh vlastníka lesa o tom, kdo a v jaké výši uhradí vlastníku lesa zvýšené náklady spojené s omezením hospodaření. To by mohl hradit například i ten, kdo provádí polodivoký chov či reintrodukci koní a turů.

15.10.4. Lesy hospodářské

Lesy hospodářské jsou podle § 9 LZ všechny lesy, které nejsou zařazené jako lesy ochranné či lesy zvláštního určení. Lesy hospodářské podle platné právní úpravy nemohou být vymezovány na území národních parků a národních přírodních rezervací. V lesích hospodářských se na rozdíl od předchozích dvou kategorií (lesů ochranných a lesů zvláštního určení) pojmově předpokládá produkční funkce, ekonomická. Právně vzato by bylo možné realizovat lesní pastvu velkými kopytníky v hospodářských lesích, pokud by byla schválena jako součást lesního hospodářského plánu, nebo převzaté lesní hospodářské osnovy. Zavedení lesní pastvy v hospodářských lesích tedy záleží jednak na orgánech ochrany lesa a jednak na vlastníkovi lesa.

Jako nejrelevantnější argument pro zavedení pastvy v hospodářských lesích lze uvést zejména protipožární efekt zajištěný redukcí přízemní, zejména bylinné, vegetace, která v některých typech lesních porostů výrazně zvyšuje nebezpečí lesních požárů, s nimiž se vždy pojí vysoké hospodářské ztráty a náklady na následnou sanaci škod. Týká se to např. kultur borovice lesní, pro které je díky ne zcela zapojenému korunovému patru obecně typický velký objem přízemní biomasy tvořené zejména trávami. Tento typ podrostu je právě v nejrizikovějším období vrcholu vegetační sezony suchý, a tedy vysoce hořlavý. Pro tyto účely jsou mimořádně vhodní koně malých plemen (v ČR v praxi ověřenou exmoorského ponyho s kohoutkovou výškou do 130 cm). Malá plemena koní borovice od výšky kolem 2 m z produkčního hlediska nijak nepoškozují, pouze je v období vegetačního klidu vyvětvují do výšky cca 1,5 m a poškozují semenáče, které jsou beztak při probírkách dříve či později vyřezávány.

15.11. Přístup velkých kopytníků k vodním tokům a vodním útvarům

V zákoně o vodách ani v prováděcích předpisech není výslovně uveden zákaz přístupu velkých býložravců, ani hospodářských, k vodním tokům a útvarům (plochám). Na druhou stranu je otázkou, zda by se dalo přihnání zvířat k vodnímu toku či vodním útvarům typu rybník, jezero považovat za obecné užívání vod podle § 6 zákona o vodách. Jednorázově a nepravidelně snad ano, za podmínek § 6 odst. 1 zákona o vodách, pokud by šlo dovodit v daném případě, že je to pro účely pro vlastní potřebu. Při obecném nakládání s povrchovými vodami se nesmí ohrožovat jakost nebo zdravotní nezávadnost vod, narušovat přírodní prostředí, zhoršovat odtokové poměry, poškozovat břehy, vodní díla a zařízení, zařízení pro chov ryb a porušovat práva a právem chráněné zájmy jiných. Za předpokladu, že by z důvodu hygienických či z důvodů sucha vodoprávní úřad nařídil omezení užívání povrchových vod (§ 6 odst. 4 zákona o vodách). Pravidelné napájení větších stád, představující větší objem spotřebované vody, by mohlo zakládat eventuálně i režim zvláštního užívání, dle § 8 odst. 1 písm. a) bod 5. zákona o vodách, a chovatel by potřeboval povolení vodoprávního úřadu. Otázka přístupu zvířat k vodě souvisí i s tzv. zvláštní územní ochranou vodních útvarů chráněných vodním zákonem (viz též kap. 12.11.2.).

Omezení jsou však upravena v celé řadě ustanovení zákonů týkajících se zejména předcházení vzniku a šíření nákaz. Tyto povinnosti není chovatel v případě vodních toků schopen zajistit. Je to spíše otázka odpovědnosti chovatele. I v ČR lze umožnit zvířatům přístup k vodě. Pokud chce majitel napájet z potoka, tak může, ale v případě nákazy nedostane od státu náhradu a také může nést trestně právní odpovědnost (§ 306, 307 TZ – šíření nakažlivé choroby zvířat).

15.11.1. Souvislosti s ustanoveními týkajícími se vzniku a šíření nákaz

Souvisejících ustanovení je řada a je potřeba je vykládat v celkovém kontextu. Zde jsou alespoň ty základní:

§ 4 odst. 1 písm. a) veterinárního zákona (zákon č. 166/1999 Sb.): chovatel musí předcházet poškození zdraví zvířat;

§ 4 odst. 1 písm. c) vet. zákona: chovatel musí předcházet vzniku a šíření nákaz;

§ 5 odst. 1 písm. d) vet. zákona: chovatel hospodářských zvířat musí k napájení zvířat používat vodu, která neohrožuje zdravotní stav zvířat a zdravotní nezávadnost jejich produktů;

§ 2 odst. 1 písm. g) vyhlášky č. 342/2012 Sb.: chovatel činí opatření k ochraně napájecí vody a krmiv před znečištěním a kontaminací nežádoucími mikroorganismy a látkami, které mohou vodu a krmiva znehodnocovat nebo v nich vytvářet produkty škodlivé zdraví zvířat a lidí.

Pokud by chovatel chtěl pro napájení používat vodní tok (např. potok tekoucí přes pastvinu v přírodní rezervaci), není schopen ovlivnit zdravotní nezávadnost této vody. Nejde o dlouhodobou zdravotní nezávadnost, kterou by bylo možné doložit pravidelným vyšetřením této vody. Jde spíše o to, že k této vodě mají přístup volně žijící živočichové, resp. zvěř, a nelze tak zamezit případnému přenosu nákaz. Z hlediska zdraví chovaných zvířat také nelze ovlivnit případnou jinou kontaminaci vody v horní části toku. Neexistují opatření, která by toto riziko vyloučila. Jiná situace je, pokud potok pramení přímo na pastvině – v tom případě by pravidelné vyšetřování napájecí vody mělo být dostatečné. Je to vesměs o výkladu předpisů a přístupu dozorových orgánů. V případě potravinových zvířat je přístup samozřejmě přísnější.

Uvedená ustanovení s přístupem k vodním tokům a vodním útvarům nepřímo souvisejí s omezením, jsou poměrně těžko posuzovatelná ve všech situacích, kdy má na pastviny přístup volně žijící zvěř, což je reálná situace, resp. praxe, v podstatě veškerých pastvin s hospodářskými zvířaty. Běžná ohrada či elektrický ohradník totiž pro zvěř nepředstavují vůbec žádnou bariéru, takže ke kontaktu volně žijících a hospodářských zvířat, byť ne vyloženě fyzickému, ve skutečnosti běžně dochází. Otázkou zůstává, jak by bylo v praxi posuzováno, že se jakákoliv nákaza šířila právě z důvodu přístupu pasených zvířat k vodě, nikoliv jejich nevyhnutelným kontaktem s divokou zvěří na pastvině? Lze tedy shrnout, že přístup zvířat k vodním tokům a útvarům zákon výslovně nezakazuje, ale je potřeba jej dohodnout se správcem vodního toku, resp. vlastníkem pozemku (či jiným oprávněným uživatelem po dohodě s vlastníkem) a teoreticky z něj vyplývá určitá zodpovědnost chovatele, zejména trvalý monitoring zdravotního stavu zvířat, což je ovšem samozřejmostí u všech stád/populací.

15.11.2. Další souvislosti s vodním zákonem č. 254/2001 Sb.

Vodní zákon č. 254/2001 Sb. upravuje mimo jiné z hlediska této metodiky relevantních témat režim ochrany zdrojů pitné vody, § 30 tzv. ochranná pásma vodních zdrojů I. a II. stupně. Pro případ ochrany vydatnosti, jakosti a zdravotní nezávadnosti zdrojů podzemní nebo povrchové vody může stanovit vodoprávní úřad ochranné pásmo a jeho hranice, může jej i změnit. Může tak být učiněno jak u vodních toků, vodních nádrží, tak i pramenišť. Stanoví tak na návrh nebo z vlastního podnětu. Do ochranného pásma I. stupně je zakázán vstup a vjezd; to neplatí pro osoby, které mají právo vodu z vodního zdroje odebírat, a u vodárenských nádrží pro osoby, které tato vodní díla vlastní. Vodoprávní úřad může stanovit rozhodnutím nebo opatřením obecné povahy i další výjimky ze zákazu vstupu a vjezdu. V ochranném pásmu I. a II. stupně je zakázáno provádět činnosti poškozující nebo ohrožující vydatnost, jakost nebo zdravotní nezávadnost vodního zdroje, jejichž rozsah je vymezen v opatření obecné povahy o stanovení nebo změně ochranného pásma. V opatření obecné povahy o stanovení nebo změně ochranného pásma vodního zdroje vodoprávní úřad stanoví, které činnosti poškozující nebo ohrožující vydatnost, jakost nebo zdravotní nezávadnost vodního zdroje nelze v tomto pásmu provádět, jaká technická opatření jsou v ochranném pásmu povinny provést povinné osoby, popřípadě způsob a dobu omezení užívání pozemků a staveb v tomto pásmu ležících. Z toho lze usoudit, že by v rámci takového opatření obecné povahy mohl vodoprávní úřad vymezit podmínky i polodivokého chovu, včetně přístupu chovatelem spravovaných stád k vodě, popř. chov v daném ochranném pásmu zakázat úplně.

U ostatních případů (mimo ochranná pásma vodních zdrojů) využívání vodních toků a vodních nádrží k pitné vodě pro stáda zvířat platí povinnost domluvit se se správcem příslušného vodního toku, resp. s majitelem vodní nádrže (rybníka, jezera). V režimu chovů ve vojenských újezdech je třeba se dohodnout na podmínkách s příslušným vojenským újezdním úřadem, na území národního parku s příslušnou správou NP, na území chráněné krajinné oblasti, národní přírodní rezervace a národní přírodní památky s Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR.

16. Zavádění pastvy velkých býložravců v ČR

Přirozená pastva velkých býložravců je v ochranářsky vyspělých zemích Evropy nejméně čtyři desítky let standardní metodou péče o plochy o desítkách a stovkách hektarů. Naopak v Česku do roku 2015 nebyla tato metoda aplikována. Pilotní projekt realizovaný v roce 2015 v bývalém vojenském prostoru Milovice ukázal, že i v tuzemských podmínkách přináší tento typ managementu skvělé výsledky, na druhou stranu aplikace této metody naráží v tuzemsku na četné překážky, s nimiž se

nemusejí podobné projekty potýkat prakticky nikde v Evropě. Právě to, zda se je v příštích letech podaří odstranit a vytvořit podmínky pro systematickou podporu nejefektivnější a finančně nejúspornější metody péče o rozsáhlé plochy krajiny, rozhodne, zda se Česku podaří stáhnout náskok, který zatím v této oblasti mají ochranářsky vyspělé státy. I přes markantní úspěchy a dosažené výsledky má přirozená pastva velkých býložravců zatím stále punc okrajové alternativy. V rámci institucí ochrany přírody dosud není u rozsáhlých krajinných celků vnímána jako první volba, jako je to v zemích na západ on našich hranic, ale její aplikace je dosud vázána na osvícené a nadšené pracovníky. I v lokalitách plošně rozsáhlých, kde je to nevhodné, zatím většinou dostávají přednost zastaralé a překonané postupy aktivního managementu, které přitom mají stále nepřekonatelnou pozici v péči o malé plochy o rozloze v řádu jednotek hektarů.

Jak je na tom Česká republika v porovnání s ochranářsky vyspělým světem, ukazuje srovnání s některými zeměmi Evropy. V Česku je aktuálně (prosinec 2022) 11 pastevních rezervací, z nichž největší v bývalém VVP Milovice má rozlohu 350 ha. V sousedním Německu je aktuálně zhruba 200 pastevních rezervací, přičemž jejich rozloha dosahuje plochy 900 až 1 860 hektarů, v Nizozemsku dokonce 1 500 až 5 000 hektarů.

16.1. Limity a perspektivy zavádění pastvy velkých býložravců v ČR

Zaostávání Česka v počtu i rozsahu pastevních rezervací má řadu příčin. Obecně je lze shrnout tak, že v ČR zatím nejsou podmínky vstřícné k širší aplikaci úsporných řešení.

Na druhou stranu pozitivním signálem je zájem různých vlastníků pozemků – od národních parků přes chráněné krajinné oblasti, města, kraje, neziskové organizace až po soukromé majitele. Ten ukazuje, že přirozená pastva má v ČR svůj potenciál. Jeho rychlejšímu převedení do praxe bohužel často brání zdlouhavé administrativní či formální procesy, ale i nedostatek souvislých pozemků ve veřejném vlastnictví. V této oblasti by pomohla užší spolupráce různých veřejných institucí, včetně státních podniků, tak, aby bylo možné pro potřebný rozsah pastevních rezervací využít pozemky v majetku různých veřejných subjektů nebo subjektů s výrazným veřejným zastoupením (nejen národní parky a CHKO, ale i kraje, města a obce, Úřad pro zastupování státu ve věcech majetkových, Lesy České republiky, Státní pozemkový úřad, DIAMO, Severočeské doly, Ministerstvo obrany, státní podniky povodí apod.).

V této souvislosti je třeba poznamenat, že pastevní rezervace velkých kopytníků nevznikly jako konkurence pro státní ochranu přírody, ale naopak jako levný a účinný nástroj pro státní a další veřejné instituce ochrany přírody, které by měly z principu disponovat dostatečně rozsáhlými pozemky pro jejich realizaci. To, že tuto metodu zatím z větší části realizují neziskové organizace či města, ukazuje na dosud slabší zájem některých institucí šetřit veřejné finance. Nicméně nastupující ekonomická krize by mohla právě úsporným metodám poskytnout potřebnou pozornost.

Využití přirozené pastvy je samozřejmě mnohem širší a její komplexní a regenerativní charakter jí dávají velký potenciál nejen v chráněných územích, ale v péči o krajinu jako takovou. Mimo veřejné instituce ji mohou využívat nejen neziskové organizace ochrany přírody, ale také zemědělci jako nízkonákladový pastevní management nebo těžební společnosti v rámci rekultivací výsypek. Přirozená pastva se tak zdaleka nemusí omezovat jen na zvláště chráněná území. Rychlost, s jakou přirozená pastva dokáže revitalizovat různě degradovaná území, jí otevírají potenciál například i v oblasti kompenzačních opatření u rozsáhlých dopravních staveb nebo v zemědělství.

LIMITY A PERSPEKTIVY ZAVÁDĚNÍ PŘIROZENÉ PASTVY VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ		
	LIMITY	PERSPEKTIVY
Dotační prostředí	Chybí vhodné dotační tituly, rizikové/nejisté financování, rozdílné posuzování projektů, složitost, vysoký podíl kofinancování	Vytvoření nového dotačního titulu na přirozenou pastvu velkých býložravců
Orgány ochrany přírody	Konzervativní přístup k principům přirozené pastvy (stejný přístup k přirozené pastvě jako ke konvenčním intenzivním pastvinám), kombinace přirozené pastvy s dalšími managementovými opatřeními	Komunikace orgánů ochrany přírody s provozovatelem pastevní rezervace, osvěta
Administrativa	Zatížení nadbytečnými povinnostmi (různá hlášení, kontrolní dny, evidence, vymezování nepasených ploch, biologický monitoring atd.)	Financování monitoringu z dostupných dotačních titulů
Legislativní prostředí	Nestabilita legislativního prostředí	Jednotný výklad právních předpisů
PŘÍNOSY PŘIROZENÉ PASTVY VELKÝCH BÝLOŽRAVCŮ PRO PŘÍRODU A KRAJINU		
Účinný a úsporný managementový nástroj ochrany přírody		
Přírodě blízký způsob péče o krajinu (spásání, různé typy disturbancí, odstraňování stařiny, údržby tůní, obnovy půdy apod.)		
Podpora zvláště chráněných druhů rostlin		
Rychlá revitalizace degradovaných území		
Přirozená a nízkonákladová prevence před požáry v krajině		
Podpora zadržování vody v krajině a revitalizace půdy		
Adaptace krajiny na změny klimatu a sekvestrace uhlíku v půdě		

16.1.1. Dotační prostředí

Významná část pastevních rezervací v ČR vznikla na základě různých dotačních titulů. Existující dotační programy a tituly lze k realizaci pastevních rezervací využít, zároveň ale dosavadní zkušenosti naráží na četné problémy v dotačním prostředí. Čerpání dotací je v ČR dlouhodobě vnímáno jako náročné a rizikové.

- Jednou z příčin negativního vnímání dotací je **nejednotný přístup dotčených orgánů státní správy při posuzování projektů**. V rámci téhož úřadu je projekt posuzován jednotlivými úředníky naprosto rozdílně. To vede k nutnosti projekt neustále přepracovávat a výsledkem je prodlužování přípravy projektů, někdy dokonce i zastavení projektu.

- Dalším specifikem českého dotačního prostředí je jeho **složitost**. Často jsou preferovány drahé projekty velkých firem a subjektů a z podstaty nízkonákladové a jednoduché projekty mají výrazně menší šanci se prosadit. Úsporné projekty mnohdy vylučují již požadavky na minimální výši rozpočtu projektu žádajícího o dotaci či grant.

- Další bariéru pro financování pastevních rezervací z dotačních programů představuje **zavedený systém sankcí** v rámci projektu. Žadatel nese odpovědnost za veškeré chyby, a to i takové, které nemůže ovlivnit (např. opožděné vydání souhlasu s projektem, služby externích firem administrujících projekt apod.).

- Překážkou pro nízkonákladové projekty, mezi které se řadí i přirozená pastva velkých býložravců, je např. pro neziskové organizace **kofinancování** v objemu desítek procent celkové výše dotace. V tomto ohledu jsou projekty z oblasti ochrany přírody značně znevýhodněny, protože poskytovatelé dotací často požadují kofinancování ve výši 10 až 25 %, zatímco např. neziskové organizace z oblasti sociální politiky nebo zdravotnictví obvykle čerpají dotaci ve výši 100 % výdajů bez nutnosti kofinancování. Dále jsou pro neziskové organizace problémem také výpadky ve financování, kdy kvůli různým vnitřním inventurám poskytovatelů dotací bývá vyplácení peněz často na několik měsíců pozastaveno. Nebo požadavky na předfinancování výdajů a jejich proplacení až po dokončení projektu. Podobné situace mohou žadatelé řešit často jen s pomocí překlenovacího úvěru u některé banky.

- Dalším problémem při realizaci dlouhodobé pastvy velkých kopytníků v souvislosti s dotačním financováním je celková **nestabilita legislativního prostředí**. Různé typy dotací vyžadují relativně dlouhou dobu udržitelnosti, např. 5 či 10 let. Nicméně pokud se během této doby změní legislativní prostředí či pouze výklad stávající legislativní úpravy ze strany některých orgánů či institucí, může se realizace dlouhodobého záměru stát nerealizovatelnou. Do změn, které do vývoje přirozené pastvy v tomto směru zasáhly výrazně, patří např. změna přístupu orgánů státní správy ke zvířatům a jejich značení uprostřed desetileté udržitelnosti a bez potřebného přechodného období, které by rezervaci umožnilo se na změny připravit.

- Podle zkušenosti neziskových organizací usilujících o zavádění přirozené pastvy z dotačních prostředků bohužel není součástí Nákladů obvyklých opatření (NOO) Ministerstva životního prostředí (situace k roku 2022) žádná ze základních komponent infrastruktury pro přirozenou pastvu. Tedy ohradník 1,2 m, oborové pletivo 1,9 m, vrtaná studna, zásobník na vodu, přípojka elektřiny vedená podzemním kabelem apod. Zavedení přirozené pastvy tak není možné financovat z prostředků OPŽP ve zjednodušeném režimu do 5 mil. Kč, které administruje přímo AOPK.

V současné době je díky dohodě Ministerstva životního prostředí a Ministerstva zemědělství jako základní model financování pastevních rezervací stanoveno čerpání dotací za pastvu v rámci systému LPIS. Tento model je sice pro pastevní rezervace výrazně méně výhodný než financování v rámci dotací ochranářských managmentů na základě NOO, na druhou stranu právě skromnější objem peněz z veřejných zdrojů pomáhá rezervaci naplňovat její poslání efektivního způsobu péče o krajinu.

Výši úspor ukazuje modelové, zjednodušené porovnání situace milovické rezervace z roku 2021, kdy velikost rezervace dosáhla cca 350 ha. Extenzivní pastva je dle aktuálního ceníku dotována částkou 30 000 Kč za hektar, u suchých trávníků s navýšením o dalších 20 %. Projekt přirozené pastvy velkých

kopytníků realizovaný v Milovicích, který je hrazený z úspornějších zemědělských dotací, tak šetří vlastníkům pozemků sto procent této částky, tedy zhruba 12,6 milionu korun za rok, a veřejným rozpočtům v roce 2021 téměř devět desetin těchto nákladů.

16.1.1.1. Perspektivy financování pastevních rezervací

Dosavadní model financování pastevních rezervací z dotací v systému LPIS ukázal, že tento způsob je možný a může tak institucím ochrany přírody šetřit významné prostředky. Na druhou stranu změny, ke kterým došlo v rámci resortu zemědělství (především striktní podmínky při značení zvířat) a zároveň umělé překážky ze strany orgánu ochrany přírody (nevymezování nadstavbových titulů nebo vymezování jen titulů s nižším ohodnocením, vymezování nepasených zón, neposkytování výjimky na kosení nedopasků), ukazují, že bez jasné dohody mezi MŽP a MZE a zároveň bez jednotného přístupu orgánů ochrany přírody k přirozené pastvě nebude tento způsob financování dlouhodobě udržitelný.

Zároveň je zřejmé, že pokud se nepodaří tento zdroj financování udržet, bude potřebné hradit pastevní rezervace přímo ze zdrojů institucí ochrany přírody, konkrétně Nákladů běžných opatření MŽP. To by sice pro provozovatele znamenalo stabilnější zdroj financí, zároveň by to znehodnotilo úsporný potenciál přirozené pastvy. Na druhou stranu by se pro pastevní rezervace uvolnilo dosavadní sevření dané nutností evidovat a značit zvířata podle plemenářského zákona, dodržovat minimální a maximální počty zvířat na hektar dle pravidel LPIS, řešit nedopasky a řešit zařazení pastviny do nadstavbových titulů.

Některé nově vznikající rezervace velkých kopytníků jsou financovány z projektů OPŽP na základě výše zmíněných NOO (nejde o financování infrastruktury, ale vlastního pastevního managementu). Zhruba trojnásobně vyšší příjmy v porovnání se zemědělskými dotacemi z LPIS jim umožňují financovat další rozvoj lokality, doplňkové managementy, infrastrukturu pro turisty a podobně. Zároveň při tomto způsobu odpadají rizika spojená s financováním z LPIS, tedy řešení výjimek na dosekávání nedopasků, kontroly identifikace a zdravotního stavu zvířat narušujících jejich welfare apod. Tento model zároveň umožňuje financovat i pastvu na přírodně cenných plochách, které z pohledu LPIS nemají charakter trvalého travního porostu (např. území s vyšším výskytem dřevin, rákosin apod.). Tyto finanční prostředky však není možné čerpat mimo ZCHÚ.

Bez vytvoření dotačních programů preferujících nízkonákladová řešení a zajišťující stabilní a bezpečné dlouhodobé financování bude zřizování pastevních rezervací v Česku i v příštích letech velmi obtížné. Větší stabilitě pastevních rezervací by do budoucna prospělo **vytvoření specializovaného dotačního titulu v rámci zemědělských dotací, případně dotací na ochranu přírody**. Ten by mohl zohlednit specifika přirozené pastvy, například v oblasti značení zvířat a manipulace se zvířaty, ale také to, že funguje nejen na klasických pastvinách, ale i v prostředí porostlém křovinami, podmáčeném či lesním prostředí. Vymezení dotačního titulu pro přirozenou pastvu by tak eliminovalo rizika vyplývající z aplikování dotačních titulů, které nebyly vytvořeny zcela pro tento účel. Zároveň by umožnilo jednotný přístup na všech přírodně cenných územích, ať už leží v ZCHÚ nebo mimo ně.

Zároveň je nezbytné zařadit základní prvky infrastruktury přirozené pastvy velkých býložravců (ohradníky, vrtané studny, napajedla, zásobníky na vodu, elektrické přípojky) do Nákladů obvyklých opatření MŽP. Jen v případě, že bude jednoduše dostupné financování zavádění i dlouhodobého provozu přirozené pastvy, může se tento typ managementu dočkat širšího uplatnění.

16.1.2. Přístup orgánů ochrany přírody

Přirozená pastva je managementem dlouhodobým a komplexním, nutně proto vyžaduje stabilní prostředí a minimum vnějších zásahů. Její dobré fungování je proto podmíněno zájmem a vstřícným přístupem ze strany orgánů ochrany přírody. Bez jejich spolupráce je ohrožena jak nízkonákladovost tohoto řešení, tak pozitivní vliv na biodiverzitu i samotná realizovatelnost tohoto managementu.

Z dosavadních jedenácti rezervací velkých býložravců existujících v ČR jich velká část vznikla díky vstřícnosti místních orgánů ochrany přírody, některé z nich jimi byly dokonce iniciovány a byly ve všech fázích jejich přípravy i existence plně podporovány.

Naopak pilotní rezervace v bývalém vojenském prostoru Milovice se musela po většinu své existence potýkat s mnoha problémy. Podmínky, které byly v této lokalitě pastevní rezervaci stanoveny, vedly ke značnému prodražení projektu a jeho následného provozu na straně jedné a zároveň oslabení či vyloučení jeho pozitivních vlivů na biologickou rozmanitost na straně druhé.

16.2.1.1. Podmínky správné implementace přirozené pastvy

1. Nezkoušet na malé ploše – Přirozenou součástí řady projektů je testování. Některé instituce ochrany přírody by proto mohlo napadnout otestovat přirozenou pastvu na malé ploše, než pro ni vyčlení větší území. U tohoto typu managementu však tento přístup z principu selhává. Pastva velkých býložravců funguje tím lépe, čím větší území zahrnuje. Na malých plochách se nemohou plně rozvinout přírodní procesy, hrozí větší riziko přepasení ploch a celkově výrazně hůře vychází poměr nákladů na jednotku plochy. Budoucí rozšiřování pak vede k dalším vícenákladům, protože kromě vlastní instalace ohradníku na novém místě je třeba hradit i demontáž ohradníku na místě původním.

2. Nevymezovat nepasené zóny – Vymezování takzvaných nepasených zón nemá obdobu v žádné pastevní rezervaci v zahraničí a v ČR naštěstí nebylo aplikováno jinde než v bývalém VVP Milovice. Tyto zóny mají bránit spásání vegetace a umožnit veřejnosti přístup do části rezervace. Výsledkem vymezení nepasených zón je zakonzervování původního nežádoucího stavu lokality na desítkách procent pastevní rezervace a pokles biodiverzity v těchto zónách (jak svědčí monitoring dvouděložných bylin). Další negativní dopady jsou bezpečnostní rizika pro návštěvníky i zvýšené náklady pro provozovatele rezervace kvůli prakticky nepřetržitým opravám mobilního ohradníku vymezujícího nepasenou část. Pokud by někde orgán ochrany přírody přišel s podmínkou vymezení nepasené zóny, je lepší od záměru zřízení pastevní rezervace upustit.

3. Výjimka z kosení nedopasků – Kosení nedopasků jde proti smyslu a logice přirozené pastvy. Zvířata jsou na pastvině celoročně, a proto potřebují mít kontinuální zdroj potravy. Po plošném pokosení nedopasků by bylo nutné začít zvířata nákladně přikrmovat. Navíc mnohé vzácné druhy květin, například hořec křížatý, kosení nesnášejí, takže by dosekáváním nedopasků vznikly také škody na biologické rozmanitosti. Vzhledem k tomu, že se u přirozené pastvy nepoužívají antiparazitika, navíc na těchto pastvinách nevznikají klasické nedopasky v podobě trsů kopřiv a šťovíků jako na běžných hospodářských pastvinách, kde plevely podporuje dusík z trusu dlouhodobě ležícího na povrchu. Nedopasek na pastvině velkých kopytníků, především pokud jsou zastoupeni koně i divocí tuři, není shodný s nedopaskem na hospodářské pastvině. Jde jen o vegetaci, kterou zvířata sežerou v následujícím období, nikoliv o trvalé porosty plevelů a pokálená místa, kterých si domácí zvířata na hospodářských pastvinách dlouhodobě nevšímají. Bez trvalé a celoplošné výjimky z kosení nedopasků je zřízení a efektivní fungování pastevní rezervace vyloučeno.

4. Správné vymezení nadstavbových titulů – Pro financování rezervace ze zemědělských pastevních dotací je důležité od počátku znát celkový objem financování. Ten se skládá ze tří základních položek. Platby na plochu, platby za zařazení pastviny do ekologického zemědělství a platby za nadstavbové tituly. Je proto důležité, aby orgán ochrany přírody včas a správně vymezil pro pastevní rezervaci odpovídající nadstavbový titul. Zpoždění nebo nesprávné vymezení může pastevní rezervaci fatálně poškodit. Příklad špatné praxe: V pastevní rezervaci Milovice měl orgán ochrany přírody vymezit nadstavbový titul bezprostředně po zanesení pastviny do systému LPIS, protože byla součástí Evropsky významné lokality. Přesto trvalo dva roky, než byl nadstavbový titul vymezen. Přestože dle počtu přítomných vzácných a ohrožených druhů je druhově bohatý charakter lokality nesporný, byla významná část rezervace zařazena jen do kategorie extenzivní pastviny s výrazně nižším finančním ohodnocením. Pro porovnání, hned sousední pastva hospodářských zvířat byla do nadstavbového titulu druhově bohatá pastvina zařazena v celém rozsahu (přestože na jejím území docházelo k degradaci biotopu) navíc bez nutnosti vymezovat nepasenou zónu. Finanční rozdíl mezi ochranářským managementem a komerčním záměrem tak činil stovky tisíc korun ročně v neprospěch ochrany přírody.

5. Omezit zbytečnou administrativu – Úspěch přirozené pastvy velkých býložravců je založen na jednoduchosti jak vlastního technického řešení, tak personálního zajištění. Proto je důležité, aby orgán ochrany přírody nezahlcoval zřizovatele rezervace zbytečnou administrativou. V opačném případě by došlo k výraznému a neúnosnému prodražení projektu. Reportování různých hlášení, informací a podkladů, kterými nejsou zatíženi poskytovatelé konvenčních managementů, by mohlo přirozenou pastvu výrazně znevýhodnit. Příklad špatné praxe: Vícenáklady a administrativní zátěž přináší milovické rezervaci nařízení provádění biologického monitoringu na náklady zřizovatele rezervace, zatímco poskytovatelé ostatních typů managementů podobnou povinnost nemají.

6. Využívat komplexnost přirozené pastvy – Jeden z největších omylů v souvislosti s přirozenou pastvou vnímá tento typ managementu jako jednostranný způsob péče o krajinu, který je třeba doplňovat dalšími typy managementu. Jde o nepochopení komplexnosti přirozené pastvy, která představuje vrcholový, přírodě nejbližší typ péče o krajinu. Nepřináší tak jen samotné spásání, ale i různé typy disturbancí, odstraňování stařiny, údržby tůní nebo obnovy půdy. Technické managementy tak mohou jeho výsledky často spíše zhoršit než naopak. Praxe ukázala, že přirozenou pastvu je vhodné doplňovat prakticky jen dvěma dodatečnými typy managementových opatření: odstraňování křovin (vytrhávání, nikoli vyřezávání) a odstraňování invazních druhů.

7. Vzácné druhy není nutné chránit před velkými kopytníky – Velcí kopytníci v krajině jako ekosystémoví inženýři po statisíce let vytvářeli podmínky pro život mnoha druhů drobnějších rostlin a živočichů. Právě vyhubení velkých kopytníků v přírodě člověkem učinilo ze stovek dříve běžných organismů nejdříve druhy vzácné a později druhy ohrožené vyhubením. Návrat velkých kopytníků tak nepředstavuje pro ohrožené druhy hrozbu, ale naopak šanci na záchranu. Výmluvným příkladem je zmíněný nárůst semenáčků hořce křížatého v Milovicích z 55 jedinců v roce 2016 na 3 109 jedinců v roce 2021, tedy o 5 553 %. Podobně pomohli velcí kopytníci zachránit vzácné orchideje v několika východočeských lokalitách. Samozřejmě pastvu velkých kopytníků bez dalších opatření není možné doporučit tam, kde již dožívají jen skutečně poslední jedinci daného druhu a kde by nahodilé ukousnutí nebo zašlápnutí jednoho nebo několika málo jedinců znamenalo lokální vyhynutí druhu. Obecně však není nutné dostatečně početné populace vzácných organismů před velkými kopytníky tímto způsobem chránit.

8. Neřešit jen problémové lokality – Pastva velkých kopytníků se velmi dobře osvědčila při obnově velmi degradovaných lokalit. To by však v žádném případě nemělo vést k praxi, kdy se kvalitnější, pro hospodářskou pastvu využitelné pozemky pronajmou pro hospodářskou pastvu nebo malým zemědělcům a pro zavedení přirozené pastvy zůstávají k dispozici jen problematické plochy zarostlé křovinami a podobně. Bez kvalitních pastvin často nelze vytvořit dostatečně velkou plochu pro velké kopytníky. Zároveň zařazení jen silně zarostlých ploch znemožňuje financování projektu ze zemědělských dotací. Pokud má být pro pastevní rezervace hlavním zdrojem příjmů dotace za pastvu zařazenou v LPIS, je třeba od začátku plánovat rozsah pasených ploch bez křovin o dostatečné rozloze.

9. Dobrá komunikace – Pastva velkých kopytníků je komplexním přístupem, kde i zdánlivě banální nebo drobná změna v nastavení pravidel a podmínek fungování může projekt extrémně prodražit, nebo dokonce znemožnit. V případě, kdy ke změně podmínek dojde v průběhu dotačního období, hrozí vracení podpory, které může být pro provozovatele pastvy likvidační. Proto je důležité, aby orgán ochrany přírody s provozovatelem v předstihu o každé plánované změně jednal, a především neprosazoval takové postupy a řešení, které by byly v rozporu s efektivním fungováním nebo dlouhodobou udržitelností pastevní rezervace. U každého navrhovaného požadavku je třeba vyhodnotit, zda není v rozporu s legislativou, požadavky jiných veřejných institucí nebo praktickou proveditelností, zda nemají negativní vliv na biologickou rozmanitost nebo financování projektu.

16.1.3. Celkové legislativní a právní prostředí

Pokud má ochrana přírody v ČR, ať už na zvláště chráněných územích nebo mimo ně, zaznamenat výraznější úspěchy při ochraně biodiverzity a adaptaci na klimatické změny, je nezbytné realizovat dlouhodobé projekty. Právě pilotní rezervace v Milovicích ale ukázala, že v českém prostředí mají podobné záměry velmi těžkou situaci.

Překážkou fungování pastevních rezervací jsou také neustálé legislativní změny, ale i změna výkladu platných zákonů některými institucemi. Výsledkem jsou neustálé změny v nastavení fungování pastevních rezervací, které brání rutinnímu provozu a vyžadují neustálé řešení na expertní úrovni. Přirozená pastva velkých býložravců se liší od jiných managementů svou dlouhodobostí, je to optimální nástroj na zajištění managementu rozsáhlých částí krajiny na desítky let. Proto je pro její dlouhodobou udržitelnost potřebné bezpečné, stabilní a nekorupční prostředí více než u jiných typů péče o krajinu.

Dalším nedostatkem v oblasti veřejné sféry, který komplikuje zakládání pastevních rezervací, je udržet rozsáhlé plochy půdy ve státním vlastnictví. Z toho důvodu by měla skončit privatizace zemědělské i lesní půdy, stejně jako rozsáhlých ploch po těžbě nebo bývalých vojenských cvičišť. Právě privatizace armádního majetku může mít na ochranu přírody velmi negativní vliv. Neuvážená privatizace veřejného majetku v minulých letech je totiž jedním z hlavních důvodů, proč se některým státním institucím či krajům nedaří ani po několika letech hledání v bývalých těžebních oblastech najít vhodné území alespoň o rozloze přes 100 hektarů, protože na výsypkách o plochách několika tisíc hektarů vlastní sice malé, ale strategické pozemky různé soukromé společnosti, bez jejichž souhlasu veřejné instituce nemohou realizovat prakticky žádné větší záměry.

16.1.5. Další rozvoj přirozené pastvy v ČR

Přirozená pastva má v České republice velký potenciál dalšího rozvoje. Pokud se podaří najít stabilní formu jejího financování, může se stát klíčovou součástí ochrany lesů i bezlesí na plochách o desítkách či spíše stovkách kilometrů čtverečních.

Další důležitou výzvou, která rozhodne o budoucnosti přirozené pastvy v ČR, bude výsledná podoba prováděcích předpisů k AHR (Animal Health Regulation), které mají dle stanoviska Evropské komise připravit orgány jednotlivých členských zemí. Pokud v ČR nezohlední existenci velkých kopytníků a bude se pracovat jen s možnostmi ustájených zvířat, případně krátkodobé pastvy hospodářských zvířat, nebude přirozená pastva v rámci ČR realizovatelná ani ufinancovatelná. Je proto zásadní, aby se Ministerstvo životního prostředí na přípravě prováděcích předpisů pro AHR v ČR od začátku aktivně účastnilo a činilo tak v úzké spolupráci s kompetentními ochranářskými a akademickými institucemi.

Jednou z oblastí, kterým bude do budoucna vhodné věnovat pozornost, je další výzkum optimální skladby velkých kopytníků pro různé biotopy. Kromě čtyř základních taxonů (zubr, divoký kůň, pratur, divoký osel) obývaly evropskou krajinu původně i další druhy kopytníků, které člověk vyhubil, například vodní buvol, případně jiné nyní v naší přírodě nepřítomné, avšak ekologicky relevantní druhy (v této souvislosti se vede diskuze např. o přirozeném rozšíření kozorožců mimo velehory nebo případném šíření kozy bezoárové na sever po ústupu doby ledové).

V urbánních lokalitách uvnitř městských aglomerací, které nejsou pro přirozenou pastvu autochtonních býložravců vhodné, např. z důvodu pokrytých vegetací tvořených invazními druhy, avšak disponujících ekologickým potenciálem (členitý terén, vodní tělesa aj.), lze uvažovat i o využití exotických zástupců megafauny v rámci jejich záchranných chovů vedených zoologickými zahradami. Lokality, které jinak nelze environmentálně zvelebit, by se tak dočkaly pozitivních změn (horší být stav nemůže) a ohrožená exotická megafauna by získala mnohem přijatelnější a přirozenější životní prostor. Lokality potenciálně vhodné pro tento přístup se nacházejí například v aglomeraci Ostravy. Provozovatelem takovýchto kvazi-rezervací by měly být zoologické zahrady. Naopak nelze tento přístup doporučit v přírodně cenných lokalitách a obecně ve volné krajině, pokud nejde o případ z předchozího odstavce.

Společnost Česká krajina, která spolu s Biologickým centrem Akademie věd ČR zavedení tohoto přelomového typu managementu v tuzemsku iniciovala, se rovněž snaží vyvíjet další inovace, které by dále zlevnily péči o krajinu s využitím velkých kopytníků. Jedním z těchto projektů je systém poloautomatizovaného odstraňování invazních rostlin. S využitím dronů a pozemních robotů a zároveň technologie automatického rozpoznávání rostlin na základě strojového učení by tak mělo do budoucna dojít ke zlevnění této činnosti, která je pro ochranu biotopů ve volné krajině klíčová.

Dalším projektem je vytvoření modelu chytré pastviny, tedy využití systému čidel a propojené aplikace k získávání průběžných dat o stavu pastviny a její infrastruktury, například neporušení a funkčnosti ohradníků, uzavření bran, stavu vody v napajedlech a zásobní nádrži, monitorování kondice a stavu zvířat u napajedel či minerálního lizu. Zároveň by měla aplikace umožňovat průběžně sledovat počty zvířat na plochu a v případě zemědělských dotací tak s předstihem upozorňovat na hrozící nedostatek nebo naopak přebytek zvířat na pastvině. Obě tato opatření by měla postupně dál snižovat závislost na lidských intervencích, které patří k nejnákladnějším složkám přirozené pastvy.

Současně bude v milovické rezervaci testován přechod na zcela bezemisní techniku. Jak zařízení na drobné doplňkové zásahy, jako jsou motorové pily či křovinořezy, tak automobily pro pohyb terénem budou postupně převáděny na elektrický pohon s využitím bateriových systémů. Dojde tak nejen k odstranění nežádoucích exhalací zplodin a skleníkových plynů, ale také k výraznému snížení hluku.

Přirozená pastva tak míří k inovacím, které se prosazují v mnoha dalších oborech. Tedy spojení tradičních, poctivých a po staletí prověřených postupů s high-tech technologiemi. V nejbližších letech by tak mělo dojít k překonání období několika posledních desetiletí, kdy se nejenom pastva hospodářských zvířat a zemědělství obecně, ale v podstatě celá ekonomika stala závislou na chemii a fosilních produktech.

16.2. Přehled pastevních rezervací v České republice

16.2.1. Milovice

Bývalý vojenský výcvikový prostor Milovice-Mladá (VVP) je lokalitou národního i mezinárodního významu. Nikde jinde v Česku neexistuje srovnatelně rozsáhlý a souvislý rovinatý krajinný celek v nížině (200–250 m) pokrytý přírodě blízkými suchými nelesními a lesními stanovišti.

Suché rovinaté nížiny byly prakticky na všech ostatních místech v ČR převedeny na intenzivně využívanou ornou půdu, a přírodní stanoviště se proto zachovala jen v podobě drobných fragmentů na strmých svazích a jiných neobdělávatelných míst. Výjimkou je právě bývalý VVP Milovice-Mladá, kde zahájení vojenského výcviku v roce 1904 vyjmulo rozsáhlé nížinné plochy z režimu běžného hospodaření a umožnilo jejich zachování. Biologickou pestrost lokality podporuje savanový (lesostepní či parkový) charakter krajiny. Velkoplošná krajinná mozaika zahrnuje pestrou škálu stanovišť od světlých doubrav a zapojených smíšených lesů až po otevřená travinná a křovinatá nelesní stanoviště s přirozenými plynulými přechody mezi těmito často velmi odlišnými biotopy. Krajinný ráz je tak určován nejen rozsáhlými plochami lesních a nelesních biotopů, ale také plynulými přechody a absencí umělých, lidskou činností definovaných, hranic mezi nimi. Devízou území je také absence vizuálního smogu ve formě antropogenních struktur, jako budov, sloupů, vysílačů, rozhleden, silnic apod. Výsledkem je harmonická nížinná krajina, která nemá v ČR a jinde ve střední Evropě obdobu.

Biologicky se jedná o jedinečné území s nebývale vysokou biodiverzitou a koncentrací ochranářsky cenných organismů. Zjištěno zde bylo kolem 300 chráněných či ohrožených druhů. Hlavní přírodovědnou hodnotu mají mimořádně velké plochy širokolistých suchých trávníků, které vznikly samovolně na bývalé zemědělské půdě po založení vojenského prostoru, spolu s rozsáhlými komplexy přírodě blízkých lesů. Po dobu 85 let (1904–1989) byly nelesní plochy VVP ovlivňovány a formovány vojenským výcvikem, který zajišťoval časoprostorově různorodé narušování (disturbance). Na cvičných plochách docházelo působením vojenských činností k vytvoření pestré jemnozrnné mozaiky biotopů. Lesům umožnil útlum či přerušení lesního hospodaření samovolný vývoj směrem k druhově a strukturně různorodým, přírodě blízkým porostům. Vznikala tak mozaika nelesních, lesních a přechodových biotopů umožňujících existenci pestrých společenstev, často s protichůdnými životními nároky. Na jedné ploše se můžeme setkat s druhy vyžadujícími holou či řídce zarostlou půdu i druhy vázanými na dřeviny. Právě disturbanční procesy v kombinaci s absencí agrochemie a intenzivního hospodaření vedly k zachování vysoké biodiverzity území. Z přírodovědného a ochranářského hlediska je cenný jak výskyt druhů přirozeně vzácných z důvodu zvláštních ekologických nároků, tak velkého počtu druhů, které byly do první půlky 20. století běžnými obyvateli

kulturní krajiny, v posledních dekádách však plošně ustoupily do refugií, která byla ušetřena intenzifikace zemědělství a lesnictví, resp. homogenizace a chemizace krajiny. Tyto druhy, v minulosti běžně rozšířené po celém území státu a udržované zejména různorodým hospodařením drobných rolníků a všudypřítomnou pastvou, se nyní objevují v nejohroženějších kategoriích Červených seznamů. Dnes často přežívají ve VVP, v rezervacích s aktivním managementem, postindustriálních stanovištích a v pastevních rezervacích velkých kopytníků. Pro tyto druhy jsou Milovice refugiem nadregionálního významu. Činnost armády byla v Milovicích ukončena před 32 lety. Po 20 let (1989–2009) byly nelesní plochy VVP ponechány samovolnému vývoji, přírodě blízké lesy byly naopak těženy a převáděny na jednodruhové plantáže. Většina ploch nelesních i lesních biotopů dlouhodobě zarůstala, ztrácela biotopovou pestrost a na ni vázanou biodiverzitu. Vymřela či výrazně ustoupila většina druhů vázaných na řídké krátkostébelné trávníky a světlé lesy. Část území podlehla urbanizaci nebo je postižena intenzifikací lesnictví a zemědělství. Přesto se stále jedná o mimořádně cenné území s výskytem řady unikátních druhů a společenstev a vysokou šancí na ekologickou obnovu. Vzhledem ke své kvalitě byla jádrová část VVP zařazena do soustavy Natura 2000 jako Evropsky významná lokalita Milovice-Mladá. V červnu 2020 byla vyhláškou MŽP č. 281/2020 Sb. vyhlášena Národní přírodní památka (NPP) Mladá o rozloze 1 244,65 ha.

Značné plochy hodnotných přírodních stanovišť byly po r. 1989 ztraceny vlivem nevhodného využití krajiny a absence péče. Šlo částečně o důsledek neznalosti skutečné hodnoty a nerozhodnosti o budoucím využití území. Některé cenné lokality byly nevratně ztraceny urbanizací, zejména vznikem velkokapacitní skládky komunálního odpadu, průmyslové zóny a sportovišť. Urbanizace byla zcela zbytná a měla proběhnout jinde než v biologicky takto cenném území. Od 90. let ztratil milovický VVP téměř třetinu biologicky mimořádně hodnotných bezlesí a byla vykácena pětina jeho lesů. Zatímco po odchodu sovětské armády v devadesátých letech zůstalo bezmála 1 028 ha biologicky cenných bezlesí, od roku 2017 je to jen něco málo přes 700 ha. To je propad o 30 % během pouhých dvou dekád. Z velké části je za ztrátu lučních stanovišť zodpovědná absence péče, protože 60 % ztrát luk představuje zarůstání dřevinami, z toho asi pětina byla záměrně zalesněna. Zbylých 40 % ztrát lučních ploch jde na vrub urbanizaci, konkrétně skládkám, sportovištím a zástavbě. Oproti roku 1995 dnes činí ztráty lučních ploch 303 hektarů. O jak velkou ztrátu se jedná, si uvědomíme, když uvážíme, že jde o plochu přesahující rozlohu největšího dosud dochovaného lučního komplexu Traviny. Od devadesátých let bylo navíc v milovickém prostoru vytěženo cca 350 hektarů lesů, což představuje pětinu jejich současné rozlohy. Podstatnou část vytěžených porostů přitom tvořily biologicky velmi cenné staré smíšené lesy. Průmyslová těžba dřeva po odchodu armády byla velmi intenzivní, např. r. 2004 představovaly vytěžené holiny (paseky) 12 % plochy všech milovických lesů, zatímco v dobách aktivní vojenské činnosti <3 %. Vykácené lesy vesměs nahradily jednodruhové plantáže včetně invazního dubu červeného.

Na cenná nelesní společenstva jsou vázány vzácné xerotermní druhy rostlin a živočichů, např. modrásek hořcový Rebelův (*Maculinea alcon rebeli*) jakožto ochranářsky nejvýznamnější druh hmyzu vyskytujícího se na lokalitě, soumračník skořicový (*Spialia sertorius*), perleťovec prostřední (*Argynnis adippe*), silničník (*Ochodaeus chrysomeloides*), hnojník (*Psammodius asper*), zlatohlávek huňatý (*Tropinota hirta*), majka fialová (*Meloe violaceus*), chrobák ozbrojený (*Odonteus armiger*), z ptáků strnad zahradní (*Emberiza hortulana*), dudek chocholatý (*Upupa epops*), krutihlav obecný (*Jynx torquilla*), bramborníček černohlavý (*Saxicola torquata*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*), strnad luční (*Miliaria calandra*), ťuhýk obecný (*Lanius collurio*), koroptev polní (*Perdix perdix*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*) nebo vlaštovka obecná (*Hirundo*

rustica). Ze vzácných korýšů se v pastevní rezervaci vyskytují listonoh letní (*Triops cancriformis*) a žábronožka letní (*Branchipus schaefferi*). Z rostlin pak bělolist rolní (*Filago arvensis*), bílojetel bylinný (*Dorycnium herbaceum*), černýš rolní (*Melampyrum arvense*), divizna brunátná (*Verbascum phoeniceum*), hořec křížatý (*Gentiana cruciata*), jalovec obecný (*Juniperus communis*), kozinec dánský (*Astragalus danicus*), ledenec přímořský (*Lotus maritimus*), sporýš lékařský (*Verbena officinalis*), vrabečnice roční (*Thymelaea passerina*) nebo rýt barvířský (*Reseda luteola*).

Z nových, pro Evropu původních druhů, které se do lokality šíří přirozenou migrací z jihu, lze zmínit kudlanku nábožnou (*Mantis religiosa*), vlhu pestrou (*Merops apiaster*) nebo šakala obecného (*Canis aureus*).

V roce 2015 byla založena pastevní rezervace velkých kopytníků na prvních 40 ha. Od té doby byla v letech 2017, 2018 a 2021 v několika etapách rozšiřována a v současnosti má celkovou rozlohu 350 ha a je tvořena dvěma oddělenými pastvinami vzdálenými 3 800 m. Pastva je extenzivní, celoroční, druhově smíšená, zajišťována výhradně původními druhy velkých kopytníků v kombinaci kůň + velký tur (počty níže uvádějí počty zvířat k 1. 12. 2021). Pastvina Milovice 106 ha, 13 „praturů“ + 26 divokých koní z Exmooru, 20 % pozemků AOPK uvnitř pastviny je momentálně na žádost majitele ponecháno bez pastvy. Pastvina Traviny (250 ha zahrnuje dvě dílčí plochy Traviny-západ (125 ha, paseno od r. 2015) a Traviny-východ (125 ha, paseno od r. 2021), 36 zubrů evropských (LB linie) + 39 exmoorských koní + 7 praturů (stavy zvířat uvedeny k 23. 11. 2022). Pastva probíhá nepřetržitě od března (Milovice) a prosince (Traviny-západ) 2015. Od června 2021 byla pastevní rezervace rozšířena o lokalitu Traviny-východ, 30 % její rozlohy je na základě požadavku vlastníka vymezeno jako takzvaná nepasená zóna.

Ohrazení pastvin zajišťuje v případě Milovic ohradník s výškou 1,2 m tvořený dvěma vysokopevnostními dráty a reflexní páskou. V případě pastviny Traviny-západ je ohradník tvořen jedním vysokopevnostním drátem a reflexní páskou a je doplněn uzlovým pletivem o výšce 1,9 m. Obě pastviny jsou plně průchozí pro veškeré druhy zvěře do velikosti daňka či jelena a neomezují tedy průchodnost krajiny. V případě pastviny Traviny ohraničené vysokým pletivem zajišťují maximální průchodnost speciálně vybudované průchody pro zvěř umístěné na stezkách (ochozech) zvěře, které byly zmapovány před instalací ohradníku. Součástí ohradníku je na každé pastvině menší aklimatizační ohrada, kde je možné zvířata uzavřít v případě odchytu, nutnosti veterinárního zásahu, oprav infrastruktury apod.

Jedním z nejviditelnějších výsledků pastvy velkých kopytníků je již od prvních let projektu plošné odstranění mrtvé bylinné biomasy a homogenních vysokostébelných trávníků (třtina, ovsík, sveřep). První dvě vegetační sezony byly na obou pastvinách charakterizovány postupnou redukcí biomasy a kvetení dominantních trav. Od třetího roku docházelo k plošné expanzi nektarodárných dvouděložných bylin a od čtvrtého až pátého roku lze mluvit o plošné obnově cca 200 ha květnatých trávníků na obou pastvinách. Jde o obdivuhodný výsledek, jelikož vyloženě květnaté trávníky srovnatelné s těmi, které vznikly činností velkých kopytníků, nebyly v žádné z pastevních rezervací přítomny. Druhově chudé husté trávníky uvnitř pastvin prakticky vymizely a dříve dominantní, kompetičně zdatné trávy se díky setrvalému okusu vyskytují jen ostrůvkovitě. Projekt realizovala společnost Česká krajina ve spolupráci s Biologickým centrem Akademie věd ČR, první dvě etapy financoval Státní fond životního prostředí z Operačního programu životní prostředí, dílčí rozšíření pak

Středočeský kraj, poslední etapu veřejnost prostřednictvím sbírky. Pastevní rezervace se nachází na pozemcích Středočeského kraje, města Milovice a Agentury ochrany přírody a krajiny.

16.2.2. Plachta (Hradec Králové)

Mimořádně pestré prostředí, které zahrnuje rybníky, vlhká i suchá vřesoviště, písčiny, suché i vlhké orchidejové louky, tůně a mokřady a mozaiku lesíků i solitérních stromů. Podloží je jak na písku, tak na slínu. Díky tomu se jedná o velmi pestré prostředí pro mnoho vzácných druhů živočichů a rostlin, jako je například plavuňka zaplavovaná (*Lycopodiella inundata*), rosnatka okrouhlolistá (*Drosera rotundifolia*), dlouhoretka obecná (*Bembix rostrata*), vstavač kukačka (*Orchis morio*), modrásek očkovaný (*Phengaris teleius*) a m. bahenní (*Phengaris nausithous*), vzácně se vyskytuje i lelek lesní (*Caprimulgus europaeus*).

Celková velikost lokality je 56 ha, paseno je 17,7 ha. Pastva řeší především předchozí problémy s expanzí třtiny křovištní a ovsíku vyvýšeného, ostružin a dřevin. Pastva začala v roce 2018 s osmi exmoorskými koňmi. Díky zavedení pastvy došlo k velmi silnému a nápadnému ústupu třtiny křovištní a ovsíku vyvýšeného.

V lokalitě byl rovněž zaznamenán postupný nárůst brouků vázaných na trus – takzvaných koprofágů, včetně drabčíka huňatého (*Emus hirtus*), který se do lokality vrátil po mnoha letech.

Pastva divokých koní z Exmooru také pomohla omezit jednotvárné rákosiny na březích rybníka Jáma. Divocí koně přitom nenarušili hnízdění vodních ptáků, přestože měli i během velké části tohoto pro ptáky kritického období do mokřadů přístup. V té době obnovovali pastvou hlavně sousední slatinnou louku. Do hlubších vod se začali vypravovat až v létě, kdy ptáci již vyvedli mladé.

Velmi oblíbené se staly stezky, které stádo v rákosinách vyšlapalo. Ke slunění je využívali obojživelníci, a dokonce ještěrky obecné (*Lacerta agilis*), které se v rákosinách rybníka nalézaly ve velkém množství. Díky stezkám byly ještěrky jak blízko u vody, tak vystaveny slunečním paprskům, ve kterých se mohly vyhřívat. A současně byly skryté před zraky predátorů. Na změnu postupně reagovaly také rostliny. Rákosiny začínají být druhově pestřejší i v místech, kde původně byla pouze monokultura rákosu nebo orobince. Koně mohou v lokalitě využívat také zhruba dvouhektarový listnatý les k lesní pastvě.

Kvůli malé ploše pastviny ji není možné doplnit o divokého tura, proto v současnosti pokračuje velmi nápadná expanze křovitých druhů ostružiníku a také zarůstání dřevinami, zejména břízou krušinou a dubem. Kvůli absenci velkých turů je tak potřeba doplňovat péči o lokalitu vyřezávkami a pojezdy. Pastvu na plachtě realizuje ochranářská organizace JARO Jaroměř.

16.2.3. Ptačí park Josefovské louky (Jaroměř)

Ptačí park Josefovské louky je nejstarší (od roku 2006) a z hlediska vlastněné plochy i největší rezervací České společnosti ornitologické (ČSO). Lokalita je významným příkladem obnovy mokřadů typu restoration. Pro ptáky v podstatě bezvýznamnou plochu se tu podařilo přeměnit na důležité hnízdiště předem určených ohrožených druhů ptáků.

Vymezené zájmové území, kde probíhají výkupy jednotlivých pozemků má rozlohu 85 ha, z nichž ČSO vlastní již cca ⅔ (stav v roce 2022).

Park je výjimečný přítomností historického zavlažovacího systému, kterým se území dotuje vodou. Kromě zprovoznění této zavlažovací soustavy ČSO rovněž zajistila vyhloubení tůní různých velikostí a tvarů. Tato opatření zlepšila prostředí pro sběr potravy mokřadních ptáků, což potvrdil nárůst jejich počtu i druhové diverzity. Rychlé zarůstání lokality hustou mokřadní vegetací však znemožňovalo setrvání a hnízdění prioritních druhů, jako je čejka chocholatá (*Vanellus vanellus*) nebo vodouš rudonohý (*Tringa totanus*), kteří pro své hnízdění vyžadují minimální vegetační porost do výšky max. několika centimetrů. Zavedená pastva divokých koní tento problém vyřešila. Koně soustavně vypásají nejen louky samotné, ale zaměřují se i na ponořenou vegetaci. Mělké tůně a vodní rozlivy pak nezarůstají a slouží bahňákům, vrubozobým i brodivým ptákům po celou sezonu. Zároveň koně svou orientací na trávy umožnují rozrůstání dvouděložných kvetoucích rostlin, které přitahují větší množství hmyzu. Ten je pak důležitou potravou především pro mláďata lučních ptáků, která ještě nemají zobák dostatečné velikosti ke sběru potravy v půdě.

Bez ohledu na pokusy s pastvou jednotlivých domácích zvířat (kůň, osel, ovce) skutečná efektivní přirozená pastva začala dovozem 6 hřebců exmoorských koní v lednu 2018. Od té doby se stádo rozrostlo několika transporty na 16 jedinců. V říjnu 2020 byly navíc přivezeny 2 samice praturů (plemeno tauros), z nichž jedna porodila v únoru 2021 tele samičího pohlaví.

Velcí kopytníci v ptačím parku vytvořili soustavně spásanou mokřadní plochu, která je preferovaným prostředím lučních bahňáků, z nichž mnozí patří mezi prioritní (cílové) druhy parku. Mozaika úplně spasených ploch (sběr potravy), ostrůvků vyšší vegetace (hnízdění a úkryt), rozbahněných okrajů vodních ploch (sběr potravy), hromad trusu (sběr potravy) a dalších specifických mikrostanovišť, které kopytníci vytvářejí, podmiňuje jejich existenci a rozmnožovaní. Okus místních dřevin (především keřových vrb), který probíhá zejména v zimě, zabraňuje jejich rozrůstání a tím redukci rozlohy lučních biotopů.

Se zavedením pastvy souvisely i obavy z negativních změn v rostlinném společenstvu a případného tramplingu (náhodné rozdupnutí hnízd či mláďat lučních ptáků). Na některých plochách skutečně začaly dominovat nechtěné dvouděložné rostliny, jako jsou např. kopřivy dvoudomé.

Počáteční snahy tyto rostliny eliminovat mechanickou sečí potlačila pozdější pozorování. Kopřivy dvoudomé jsou velmi citlivé na sešlap. Místa, která se jevila jako problematická dva roky po zavedení pastvy, jsou dnes sešlapem kopytníků téměř bez kopřiv. Plochy, kde kopřivy ještě dominují, lze směrováním zvířat pomocí lehkého ohradníku ošetřit tak, že kopřivy budou eliminovány.

Dalším druhem, který vykazuje invazní trend, je chrastice rákosovitá. Ta je sice kopytníky spásána, ale nepatří mezi preferované druhy (pravděpodobně kvůli částečné toxicitě). Pastevní tlak zatím nepostačuje k redukci tohoto druhu, který má tendenci na zamokřených místech dominovat a tím degradovat potravní biotop pro cílové druhy bahňáků. Problém je řešen dosekáváním křovinořezy nebo přímo odtěžením v rámci vytváření nových ploch s obnaženým půdním povrchem jako biotopu pro bahňáky. I zde je třeba dlouhodobějšího sledování a vyhodnocování, protože některá pozorování naznačují, že i chrastice může být potlačena intenzivnějším sešlapem.

Třetím problematickým druhem, který vykazuje známky šíření, je hloh obecný. I na intenzivněji pasených plochách hlohy zmlazují, zatím však v množství, které není zásadní z hlediska kvality prostředí pro luční ptáky. Zkušenosti s ruční likvidací hlohu jsou rozporuplné. Zjevné však je, že vyřezané či pokácené hlohy v místech, která lze následně uměle zatopit, nezmlazují.

Další změny ve vegetaci z hlediska lučních ptáků jsou nepodstatné a při vyhodnocování kvality rostlinného společenstva a biodiverzity spíše pozitivní (Gerža 2022).

Trampling je nevyhnutelnou součástí trade off lučních bahňáků při hnízdění na pastvinách. Přesto ještě nebylo v lokalitě zaznamenáno usmrcení kuřat lučních ptáků ani zničení vajec kopyty velkých spásačů, navzdory faktu, že např. některé čejky chocholaté hnízdí přímo uprostřed pastviny. Pastevní rezervaci na Josefovských ptačích loukách zavedla a realizuje Česká společnost ornitologická.

16.2.4. Národní park Podyjí (Mašovická střelnice a Havranické vřesoviště)

Mašovická střelnice a Havranické vřesoviště mezi ostatními lokalitami vynikají svým umístěním na území Národního parku Podyjí, respektive v jeho ochranném pásmu (Mašovická střelnice), kde se management využívající pastvy divokých koní může pojit s turistickým zatraktivněním místa. Obě lokality – vzdálené jen pár kilometrů, přitom s odlišnou historií – jsou vzácnými pozůstatky stepí a vřesovišť na našem území s nebývale pestrou biodiverzitou rostlin, hmyzu i obratlovců.

Území Mašovické střelnice bylo do 50. let minulého století součástí běžné zemědělské krajiny. Střelnice tam vznikla v souvislosti s umístěním 9. motostřeleckého pluku do Znojma v roce 1958. Vliv činnosti armády spočíval v disturbancích spojených s dopadem projektilů, úpravou valů a občasnými požáry. Vlastní plocha byla rovněž zbavována případných náletových křovin. Část luk byla rovněž kosena na seno, a to i po ukončení působení armády. Výcvik střelby z těžké techniky skončil v roce 1992, do roku 1997 zde ještě probíhal výcvik střelby z pěchotních zbraní.

Bývalé cvičiště Mašovická střelnice o rozloze 77 ha leží u jižního okraje obce Mašovice, východně od města Znojma. Ze severu je území obklopeno intenzivně obdělávanou zemědělskou krajinou. Z jihu přiléhá zalesněná část NP Podyjí, přičemž samotná střelnice je součástí jeho ochranného pásma. Zájmová část lokality o rozloze 28,5 ha se nachází v jižní a východní části EVL Mašovická střelnice přibližně 1 km jižně od obce Mašovice v místech zvaných Hněvky a Komínek. K hlavní pastvině ještě náleží také periodicky vypásaná část o ploše asi 4 ha v lokalitě Komínek.

Mašovická střelnice je významným územím pro organismy vázané na různé typy suchých trávníků, především rostliny a bezobratlé. Stanovištní diverzitu zvyšuje drobná permanentní vodní plocha v severovýchodní části území a způsoby využití – jednak pastva, jednak experimentální zakládání dočasných úhorových plošek správou NP a pastevní využití lokality.

Rostlinná společenstva jsou druhově bohatá s velkým zastoupením biotopově náročných a konkurenčně slabých rostlin, jako jsou například radyk prutnatý (*Chondrilla juncea*), růže galská (*Rosa gallica*) nebo kostřava nepravá (*Festuca pseudovina*), z nichž mnohé dokládají dřívější pastevní minulost území, např. vstavač kukačka (*Orchis morio*), koniklec velkokvětý (*Pulsatilla grandis*) nebo jalovec obecný (*Juniperus communis*). Významný je výskyt ohrožených druhů plevelů, jako jsou drchnička modrá (*Anagallis foemina*), hlaváček plamenný (*Adonis flammea*), pryšec drobný (*Euphorbia exigua*) nebo řepeň durkoman (*Xanthium strumarium*) a vstavačovitých, např. již zmíněný v. kukačka (*Orchis morio*) nebo vemeník zelenavý (*Platanthera chlorantha*). Národní databáze

ochrany přírody (NDOP) eviduje recentní výskyt (od roku 2010) 45 druhů rostlin uvedených v aktuálním Červeném seznamu (Grulich & Chobot 2017).

Mezi bezobratlými patří k dobře prozkoumaným skupinám motýli, některé čeledi brouků a rovnokřídlý hmyz. Fauna motýlů je velmi významná jak mezi taxony s denní aktivitou (tzv. denní motýli a vřetenušky), tak mezi nočními motýly (skupina *Macrolepidoptera*). Mezi denními motýly bylo zjištěno 29 druhů zařazených do Červeného seznamu (Hejda et al. 2017). Zvláště významné je druhově bohaté společenstvo hnědásků včetně hnědáska podunajského (*Melitaea britomartis*) a hnědáska květelového (*Melitaea didyma*), hnědáska černýšového (*Melitaea aurelia*) a také společenstvo vřetenušek, kde k nejvýznamnějším druhům patří vřetenuška třeslicová (*Zygaena brizae*), vřetenuška čtverotečná (*Zygaena punctum*) a vřetenuška pozdní (*Zygaena laeta*). Mezi noční druhy patří k nejvýznamnějším přástevník mařinkový (*Watsonarctia casta*), přástevník svízelový (*Chelis maculosa*) a bekyně narudlá (*Ocneria rubea*).

V rámci brouků jsou recentně prozkoumány fytofágní skupiny (Gabriš & Trnka 2018) a koprofágní brouci (Ambrožová et al. 2021). První z průzkumů zaznamenal výskyt 189 druhů sledovaných skupin včetně tří zvláště chráněných druhů a 26 druhů uvedených v Červeném seznamu. Mezi nejcennější druhy patří krasci *Anthaxia fulgurans*, *Anthaxia olympica*, *Coraebus elatus* a *Cylindromorphus filum*, nosatci *Pseudocleonus cinereus*, *Rhabdorrhynchus echii*, *Bothynoderes affinis*, *Cyphocleonus dealbatus*, *Lixus angustus* a *Mogulones austriacus*, mandelinka *Coptocephala rubicunda* a majka *Meloe proscarabaeus*. Z koprofágních brouků bylo nalezeno 25 druhů, z nichž 8 je uvedeno v Červeném seznamu. Nejvýznamnějším druhem je hnojník *Sigorus porcus* a dále druhy *Euoniticellus fulvus*, *Euorodalus paracoenosus*, *Melinopterus consputus* a *Onthophagus illyricus*.

Na rozdíl od Mašovické střelnice nemá Havranické vřesoviště vojenskou minulost. Vzniklo zřejmě vyklučením lesa a následně bylo po několik století využíváno jako pastvina pro veškerý dobytek (ovce, kozy, krávy, koně). Na místech s hlubší půdou byla až do konce války udržována políčka, sady nebo i vinohrady. Později došlo k zániku kultivovaných ploch a jejich změně na postagrární lada. První zvláštní ochrany se Havranickému vřesovišti dostalo zřejmě již v roce 1904, kdy bylo vyhlášeno přírodní památkou (ÚSOP AOPK ČR). Po vzniku NP Podyjí v roce 1991 se Havranické vřesoviště stalo jeho součástí. Po vyhlášení evropsky významné lokality Podyjí a stejnojmenné ptačí oblasti se Havranické vřesoviště dostalo i pod tyto kategorie ochrany, samotné maloplošné chráněné území bylo nicméně roku 1998 zrušeno. Péče o místní cenné biotopy spočívá zejména v udržení kontinuity pastvy. Části lokalit s lesními porosty (akát, borovice) jsou průběžně převáděny na ochranářsky cennější typ vegetace, zejména na otevřené až rozvolněné doubravy, případně na nelesní biotopy. Právě velkým podílem lesa (celkem 10 ha) se koňská pastvina u Havraníků odlišuje od ostatních rezervací velkých kopytníků. Havranické vřesoviště se stalo hojně turisticky vyhledávanou lokalitou, při severní hranici vede jedna z nejvýznamnějších turistických tras pro pěší a cyklisty.

Ráz společenstva udávají kromě vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) druhy jako kručinka chlupatá (*Genista pilosa*), pavinec horský (*Jasione montanamontana* eduňko), trávnička obecná (*Armeria vulgaris*) nebo řebříček chlumní (*Achillea collina*). Lokalita je útočištěm velkého množství ochranářsky významných druhů. Z ohrožené flóry můžeme uvést mimořádně početnou populaci koniklece velkokvětého (*Pulsatilla grandis*) nebo křivatce českého (*Gagea bohemic*). Orchideje jsou zastoupeny nepočetným vstavačem kukačkou (*Orchis morio*). Z dalších významných druhů lze zmínit diviznu

brunátnou (*Verbascum phoeniceum*), hvězdnici zlatovlásek (*Aster linosyris*), lnici kručinkolistou (*Linaria genistifolia*) nebo zahořanku žlutou (*Orthantha lutea*).

Lokalita je významná i pro řadu bezobratlých, z nichž jsou nejvýznamnější stepní prvky Panonské oblasti. Síťokřídlé zastupuje pakudlanka jižní (*Mantispa styriaca*) nebo mravkolev *Myrmecaelurus trigrammus* (který zde má jedinou lokalitu výskytu v ČR). K významným rovnokřídlým patří hojná kobylka révová (*Ephippiger ephippiger*) nebo kobylka sága (*Saga pedo*). Z denních motýlů se na lokalitě vyskytuje hojná populace okáče kostřavového (*Arethusana arethusa*), okáče ovsového (*Minois dryas*) nebo okáče medyňkového (*Hipparchia fagi*). V rámci monitoringu nočních motýlů se podařilo zjistit pozoruhodný výskyt vysokohorské můry *Mythimna andereggii*, zjištěné nejblíže v Alpách a u nás pouze v Novohradských horách a na Šumavě. Havranické vřesoviště patří také k nejvýznamnějším refugiím přástevníka mařinkového (*Watsonarctia casta*) v českých zemích. Podyjská vřesoviště hostí i bohatou faunu brouků. Fytofágní skupiny zastupuje nosatec *Cyphocleonus achates* nebo nosatec *Rhinusa rara* (u nás více lokalit pouze v okolí Znojma). V hrabance vřesovišť je význačný reliktní nosatec *Trachyphloeus rectus*. Na starých borovicích žije tesařík zavalitý (*Ergates faber*), v doubravách je hojný roháč obecný (*Lucanus cervus*). Díky pastvě se v posledních desetiletích objevili i po léta nepozorovaní vrubounovití brouci *Euoniticellus fulvus* nebo *Sisyphus schaefferi*. Z ostatních skupin bezobratlých zasluhuje pozornost roupec sršňový (*Asilus craboriniformis*), který se v prostoru havranické ohrady rozšířil po zavedení pastvy koní.

K nápadnějším druhům živočichů náleží například pro vřesoviště velmi typický dudek chocholatý (*Upupa epops*) nebo skřivan lesní (*Lullula arborea*). Ojediněle zde byl zaznamenán i lelek lesní (*Caprimulgus europaeus*). Křovinaté partie hostí ťuhýka obecného a pěnici vlašskou, pro kterou je v Podyjí zřízena ptačí oblast. Z dalších obratlovců je významný zejména hojný výskyt ještěrky zelené (*Lacerta viridis*) a užovky stromové (*Zamenis longissimus*).

Před zahájením pastvy velkých kopytníků v roce 2018 byly obě lokality degradovány mnohaletým spontánním vývojem travinobylinných společenstev v důsledku absence plošného managementu. Kromě několika malých ploch, kde Správa NP Podyjí prováděla lokální zásahy, jako kosení, extenzivní pastvu ovcí či výřez náletových dřevin, byla převážná část Mašovické střelnice zarostlá dominantními druhy trav a křovinami (především růžemi a trnkami). Část plochy byla pravidelně sečena pro seno místními pachtýři. Plocha stávající pastviny vykazovala v degradovaných částech nízkou květnatost a tendenci k dalšímu zarůstání dřevinami.

Lokalita Havraníky se nacházela v podobném výchozím stavu, pastva ovcí provozovaná jen během vegetační sezony se zde jevila jako nedostačující a nepříliš vhodná do členitého, křovinatého terénu. Také zde probíhalo silné zarůstání křovinami, zejména růžemi a do značné míry také geograficky nepůvodním trnovníkem akátem (*Robinia pseudoacacia*).

Pastva divokých koní, která začala v roce 2018, v obou lokalitách splnila cíle projektu. Došlo k odstranění rostlinné biomasy, včetně stařiny na většině ploch pastvin, a tím vytvoření podmínek k obnově květnatosti. Dříve dominantní trávy na převážné části lokalit díky trvalé pastvě ustoupily. Tento efekt je zřejmý především na pastvině u Mašovic, kde zůstala třtina křovištní pouze ve vyplocené kontrolní ploše, zatímco v samotné pastvině je téměř nezjistitelná. Podobně ovsík vyvýšený se zde vyskytuje jen ve stopovém množství. Původní homogenní, částečně druhově ochuzené porosty vystřídaly květnaté pastviny, kde se plně projevují sezonní aspekty a strukturní heterogenita nelesní vegetace. Došlo ke konkurenčnímu uvolnění travinobylinných společenstev pro

šíření nektarodárných bylin a šíření vzácných taxonů bylin i na ně vázaných bezobratlých, včetně motýlů a dalších skupin opylovačů.

Kvůli nepřítomnosti velkých turů se pastvou nedaří zastavit zarůstání náletovými dřevinami. V některých částech pastviny Mašovice, dříve pravidelně nebo občas sečených, se zvýšila pokryvnost náletových dřevin někde až do neprostupné hustoty. Pastvu je tedy třeba doplňovat zásahy zaměřenými na regulaci náletových dřevin.

V pastvině Havraníky došlo také k výraznému zvýšení pestrosti biotopů. Efekt pastvy je zřejmý zejména v původně homogenních travnatých plochách, které se každoročně měnily ve prospěch kvetoucích bylin. O efektivitě pastvy zde rozhoduje ve velké míře mikroreliéf. Mnohem lépe na pastvu reagují suché, xerotermní partie vyvýšených částí terénu s vystupujícím skalním podložím, zatímco mezofilní místa s hlubší půdou zůstávají dlouhodobě v sevření vysokých trav (třtina, ovsík) a rychleji zarůstají dřevinami. I v Havranické pastvině se koně vyhýbají hustým porostům trnitých křovin (růže, trnka, ostružiník), které je nutné regulovat uměle.

V lesních porostech pastviny u Havraníků nabídl projekt ideální příležitost studovat vliv velkých kopytníků na lesy středních poloh. Pro koně hraje les důležitou roli v období letních veder, tak i v zimě. V okamžiku, kdy není na bezlesí dostatek trávy, slouží les jako důležitá zásobárna. Velký význam lesa se ukázal např. v době extrémní ledovky, když bylo bezlesí „uzavřeno“ vrstvou ledu. Díky pastvě se postupně zpestřuje struktura podrostu i na mimořádně degradovaném stanovišti starých akátin, kde vznikají vyšlapané pěšinky a pastevní „loučky“. Nejcennějším prvkem jsou bohatě strukturované lesní ekotony a široké „průhony“, které v běžných lesích nenajdeme.

Kromě plošného odstraňování bylinné biomasy pastvou vedla přítomnost divokých koní také k vytváření dalších žádoucích disturbancí. Časoprostorově pestrá paleta těchto drobných narušení dříve homogenní plochy sahá od plošek o velikosti několika centimetrů čtverečních, které vytvářejí stopy kopyt, až po plochy několika metrů čtverečních vznikajících v místech křížení stezek apod. Dalším důležitým prvkem jsou liniové disturbance v podobě vyšlapaných stezek nebo plochy o několika arech vznikající v okolí napajedel. V Havranické pastvině existují také desítky prachových a hlinitých koupališť.

V prvních dvou vegetačních sezonách, tedy v letech 2018–2019, došlo ke zmíněnému úbytku travní biomasy, mizení stařiny a vzniku prvních plošek krátkostébelných trávníků. Pastva vytvořila potřebnou biotopovou mozaiku, která se v následujících letech rozšířila na celou plochu pastvin divokých koní v rámci NP Podyjí. Od třetí vegetační sezony (2020) následovala plošná obnova druhově bohatých květnatých trávníků s vysokým zastoupením vzácnějších taxonů. Ať už jde o černýše rolního (*Melampyrum arvense*) nebo o rozrazil klasnatý (*Veronica spicata*). Mezi cílové druhy projektu patří také ohrožený a zákonem chráněný koniklec velkokvětý (*Pulsatilla grandis*, VU), který má na Havranickém vřesovišti jednu z nejpočetnějších populací v ČR. Díky tomu, že celoroční pastva vytvořila v těchto místech osluněné krátkostébelné trávníky bez stařiny, vznikl potřebný biotop pro dlouhodobé zajištění vhodných podmínek potřebných pro udržení prosperující populace koniklece.

Obdobně pozitivně reagoval na zavedení pastvy další z cílových druhů projektu, vstavač kukačka (*Orchis morio*). Tento druh byl do první půlky 20. století jednou z našich nejběžnějších orchidejí, dnes jde o druh kriticky ohrožený. Bohatě kvetoucí a plodící porosty na Mašovické střelnici od druhého roku pastvy naznačují pozitivní vývoj, přestože na celkové posouzení vlivu pastvy na tento druh je

zatím brzy, protože stanoviště s těmito orchidejemi bylo v rámci postupného rozšiřování pasených sektorů poprvé paseno teprve od zimy 2019/2020.

K úspěchům projektu patří spontánní návrat sysla obecného (*Spermophilus citellus*) do lokality Havranické vřesoviště, kde se od jara 2022 vyskytuje zhruba desetičlenná kolonie. Ve stejném roce došlo také k rozmnožení tohoto kriticky ohroženého druhu v místech probíhající pastvy divokých koní.

V rámci projektu se testovalo postupné rozšiřování pastvy po jednotlivých zónách. Tento postup však nevyužívá výhod extenzivní pastvy a vytváří na již tak malých plochách intenzivně pasené území na straně jedné a nepasené území na straně druhé. Do budoucna je rovněž třeba, aby se alespoň v národních parcích začínalo s pastvou na územích většího rozsahu, tedy nejméně stovkách, lépe tisícovkách hektarů. Pastevní rezervaci ve spolupráci s NP Podyjí založila společnost Česká krajina v rámci evropského projektu Military Life for Nature.

16.2.5. Šlovický vrch u Dobřan

Předmětem ochrany ZCHÚ, které tvoří Evropsky významná lokalita Dobřany a Přírodní památka Šlovický vrch, je pestrá biotopová mozaika na bývalém vojenském cvičišti s vysokým podílem raně sukcesních oligotrofních stanovišť a s výskytem vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů.

Najdeme zde pestrý komplex různých biotopů, formovaných podél dvou hlavních gradientů – vlhkosti a intenzity disturbancí. Největší podíl zaujímají narušované ruderalizované trávníky s *Calamagrostis epigeios*, *Arrhenatherum elatius* a *Agrostis capillaris* a rozptýlené křoviny s převahou trnky a hlohů. Významnými maloplošnými stanovišti jsou na jedné straně reliktní suché trávníky sv. *Koelerio-Phleion phleoidis*, na druhé pak komplex vodních a mokřadních biotopů okolo početných tůní a kaluží, které slouží jako biotop několika ohrožených organismů, mezi nimiž vynikají kuňka žlutobřichá a kriticky ohrožení korýši listonoh letní a žábrononožka letní se silnými a stabilními populacemi.

Celková výměra se v podstatě rovná výměře PP, tedy 41,2 ha. Pastevní plocha měří 32,45 ha.

Se zrušením vojenského cvičiště v 90. letech 20. století se spustily intenzivní sukcesní procesy vedoucí k nahrazování někdejší pestré lesostepní mozaiky monotónními stinnými křovinami a porosty třtiny křovištní. Potřebné disturbanční aktivity byly omezeny pouze na každoroční offroadový maraton a nepravidelné nelegální pojezdy terénních motocyklů a automobilů. Obojí významně přispělo k zachování vhodných biotopů pro kriticky ohrožené vodní organismy, avšak pro většinu biotopů i vzácných druhů byl tento režim zcela nedostatečný. V roce 2014 byla zahájena radikální obnova prioritních raně sukcesních biotopů. V rámci prvotního zásahu, financovaného z prostředků OPŽP a města Dobřany, byla odstraněna převážná část kompaktních porostů dřevin, realizovány první pojezdy armádní pásovou technikou, vytvořeny nové tůně a odstraněny vybrané maloplošné porosty třtiny křovištní. Na tento projekt navázala pravidelná péče spočívající zejména v dalším maloplošném odstraňování náletů, pojezdech těžkou technikou, doplňování a obnově soustavy tůní a spolupráci se zájmovými spolky, jejichž disturbanční činnost má pozitivní vliv na biotopy (motokros, offroady, fourcross).

Jako další z vhodných managementových zásahů byla zvolena pastva. Pastva začala 30. 9. 2018 se šesti exmoorskými hřebci. V tomto režimu trvá doposud. Na pastevní ploše probíhají i další

managementové aktivity, zejména pojezdy, kácení křovin, tvorba tůní atd. Odlišit efekt pastvy od efektů dalších zásahů je tedy problematické.

Nicméně od roku 2019 jsou v pastevním areálu založené trvalé plochy (pasené/nepasené), na kterých je sledován vývoj vegetace. Po třech letech sledování bylo zřetelné, že v pasených plochách se může kromě trav uplatnit také celá řada lučních bylin včetně několika druhů jetelů, svízele syřišťového, chrpy luční, řepíku lékařského aj., zatímco v nepasených plochách dochází k šíření vzrůstných trav potlačujících luční byliny. Nepasené porosty se oproti paseným stávají druhově ochuzenějšími. Navíc se v nich hromadí špatně se rozkládající stařina z trav, hlavně z třtiny křovištní a ovsíku vyvýšeného, která se také podílí na utlačování bylin.

Koně jsou schopní spásat i trsy tuhých sítin včetně hojně rozšířené sítiny rozkladité. Díky potlačování sítin pastvou se uvolňuje prostor pro konkurenčně méně zdatnou vodní a mokřadní flóru včetně vzácnější blatěnky vodní (*Limosella aquatica*). Koně si vyšlapávají četné pěšinky, podél nichž se mohou šířit některé zajímavější druhy rostlin včetně vzácné růže galské (*Rosa gallica*), která vytváří bohaté plazivé odnože. Pastva nemusí vyhovovat všem bylinám, např. významný hrachor trávolistý (*Lathyrus nissolia*) je spásán s trávou a jeho rozšíření se mění spíše na rozptýlené.

V zimním období koně intenzivně loupou kůru třešní, které v území takřka zdecimovali, a bylo nutné přikročit k ochraně vybraných exemplářů pletivem. Při nedostatku třešní začínají loupat i starší trnky a mladší osiky, což je pozitivní efekt.

Projekt realizovalo město Dobřany, financování bylo z rozhodující části zajištěno z Operačního programu životní prostředí.

16.2.6. Kozmické ptačí louky (u Opavy)

Uměle vytvořené mokřady na nivních loukách v katastru obce Kozmice, v době před kolektivizací pravidelně zaplavované, v době socialistického zemědělství meliorované hustou sítí vodu odvádějících kanálů.

Charakteristickým obyvatelem oblasti jsou čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*), vodouši rudonozí (*Tringa totanus*) a bekasíny otavní (*Gallinago gallinago*), jeřáb popelavý (*Grus grus*), orel mořský (*Haliaeetus albicilla*), čáp černý (*Ciconia nigra*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*), čírka obecná (*Anas crecca*), čírka modrá (*Anas querquedula*) či moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*). Z běžnějších, avšak neméně zajímavých druhů ptáků, lze zde pozorovat husy velké (*Anser anser*), kachny divoké (*Anas platyrhynshos*) a lysky černé (*Fulica atra*). Lokalita se stává důležitou zastávkou na tahu ptáků na jaře i na podzim. Nejsou to jen ptáci, ale je zde také silná populace vzácné ryby piskoře pruhovaného (*Misgurnus fossilis*), motýla modráska bahenního (*Maculinea nausithous*) a mnoha druhů obojživelníků a plazů. Od dubna do srpna louky postupně rozkvétají a lze zde vidět koberce kohoutků lučních (*Lychnis flos-cuculi*), pryskyřníků plazivých (*Ranunculus repens*), rdesna hadího kořene (*Bistorta major*), krvavců totenů (*Sanguisorba officinalis*), kakostů lučních (*Geranium pretense*), vrbin obecných (*Lysimachia vulgaris*), kyprejů vrbice (*Lythrum salicaria*) a dalších bylin.

Vlastnímu opatření v podobě budování soustavy tůní a mokřadů předcházely výkupy pozemků od roku 2006. Teprve při dosažení výměry 14 ha v roce 2014 byly zahájeny výkopové práce na prvních tůních, v polovině roku 2015 byla první soustava již funkční.

Od roku 2021, kdy byla ukončena již třetí etapa prací, je pro přírodu vyhrazeno 60 ha ucelené výměry, kdy 40% podíl připadá na zavodněné plochy. Z této výměry pouze 20 % představují trvalé vodní plochy, ostatní jsou vedeny jako dočasné, sezonně zavodněné.

Z hlediska managementu údržby je lokalita charakterizována množstvím drobných tůní různých velikostí a tvarů, s poloostrůvky a četnými zákrutami. Sezonně zavodněné tůně, podmáčené plochy dále znesnadňují, až znemožňují tradiční seče běžnou mechanizací.

Pestrost, diverzita prostředí skvěle napodobují přirozené podmínky a pro mnoho živočichů plní jejich požadavky na mikroprostředí, ale o to náročnější jsou ze strany údržby.

Bez nadsázky lze tvrdit, že pastva zejména velkých kopytníků je jediným řešením, jak tento problematický terén udržovat ve stavu vhodném pro hnízdění zejména druhů ptáků ze skupiny bahňáků. Další výhodou této pastvy velkých spásačů je to, že jsou schopni alespoň částečně se pást v plytké vodě a bránit tak zarůstání litorálu. Mokřiny, určené pro hnízdění bahňáků a sloužící zároveň jako zdroj potravy pro druhy tažné, by bez pastvy zarostly.

Další a pro hnízdění bahňáků zcela zásadní je pastva a způsob pastvy koní. Exmoorští koně v průběhu pastvy vytvářejí přesně ten druh terénu, který naše druhy hnízdičů potřebují. Pastvou nevzniká holá stejnoměrně spasená plocha, ale plošky zcela vypasené a střídající se s ploškami nedopasenými. Vznikají tak chomáče travin a bylin, které právě slouží k ukrytí hnízda pro čejky a vodouše rudonohé, oba druhy zde ve vysokých počtech každoročně hnízdí. Výše popsané umístění hnízda bylo v několika případech pozorováno.

Velmi důležitá je také ověřená skutečnost, že koně při pastvě dávají přednost travinám před bylinami – květinami. To poskytuje předpoklad, že na kvetoucích rostlinách bude dostatek hmyzu a tím potravy pro ptactvo a jejich mláďata.

Rezervace Kozmické ptačí louky by měla být úživná pro asi 45 až 50 velkých spásačů. Dosud bylo v lokalitě paseno maximálně 25 dospělých koní, což je pro samoúdržbu spásáním nedostatečný počet. Tento stav byl řešen rozdělením celkové plochy pastviny na několik vnitřních oplůdků. Pastva byla vždy soustředěna s plným počtem koní na této omezené ploše a ukončena vždy, když dosáhla potřebné intenzity. Oplůtky, které nebylo možné vypást, byly, pokud to dovolil stav terénu, posekány na seno.

I nadále se počítá s rozšiřováním pastvy, a to až do stavu, kdy nebude potřebné sečení zemědělskou mechanizací. Rezervaci založila ochranářská organizace Ochránce, jejím duchovním otcem a hybnou silou je spolumajitel společnosti Semix Kamil Lisal.

16.2.7. Přírodní rezervace Rokycany (vojenské cvičiště)

Rezervace se nachází jižně od města Rokycany na pozemcích bývalého vojenského cvičiště, které jsou součástí evropsky významné lokality (EVL) Rokycany. Celková rozloha chráněného území je 50 ha.

Předmětem ochrany je kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*), ale na území se nachází celá další řada obojživelníků – čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*), čolek velký (*Triturus cristatus*), čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*) a ropucha obecná (*Bufo bufo*). Z plazů je to užovka obojková (*Natrix natrix*), slepýš křehký (*Anguis fragilis*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*) a živorodá (*Zootoca vivipara*).

Z ptáků pravidelně hnízdí ťuhýk obecný (*Lanius collurio*), datel černý (*Dryocopus martius*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), konipas horský (*Motacilla cinerea*), krutihlav obecný (*Jynx torquilla*), střízlík obecný (*Troglodytes troglodytes*), šoupálek dvouprstý (*Certhia familiaris*), bramborníček hnědý (Saxicola rubetra), čáp bílý (*Ciconia ciconia*) a černý (*Ciconia nigra*) a několik druhů netopýrů. Přežívá tu řada vzácných a ohrožených brouků z řad chrobáků a střevlíků. O zachovalosti území svědčí výskyt modráska bahenního (*Phengaris nausithous*) a očkovaného (*Phengaris teleius*). V Rakovském potoce, tvořícím západní hranici lokality, je možné zahlédnout raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*).

Z řad rostlin je nejcennější prstnatec májový (*Dactylorhiza majalis*), kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), upolín nejvyšší (*Trollius altissimus*), žluťucha lesklá (*Thalictrum lucidum*), ocún jesenní (*Colchicum autumnale*) a bradáček vejčitý (*Listera ovata*). V některých tůních se vyskytuje populace ďáblíku bahenního (*Calla palustris*) a je zde také masožravá rostlina bublinatka jižní (*Utricularia australis*).

V 70. letech byla střední a jihozápadní část území zemědělsky využívána jako strojově kosené louky. Jihovýchodní a severní část sloužila vojenským účelům jako vojenské cvičiště pro místní vojenskou posádku. Pozůstatkem této činnosti bylo množství několika set menších i větších tůní a terénních nerovností. Po opuštění území armádou a po roce 1990 i po ukončení zemědělské činnosti probíhala v území rychlá sukcese směřující k zazemňování tůní a mokřadních ploch, zarůstání křovinami a stromy, v lučních částech k hromadění stařiny a snižování druhové diverzity ve prospěch expanzních druhů rostlin. Na území se také nacházelo několik desítek černých skládek.

Nejdříve bylo třeba celé území oplotit, vysbírat a zlikvidovat odpad z černých skládek, kterého bylo několik tun. Poté došlo na úpravu cca 9 ha bývalé louky, která byla přerovnána smykem. Byly prohloubeny kanály a odstraněny náletové dřeviny.

První spásači byli přivezeni na podzim roku 2019, kdy bylo do rezervace dovezena šestice divokých koní a následně v lednu 2020 tři zubři evropští, v květnu byl dovezen ze zoo Tábor ještě jeden zubr. První zubří přírůstek se narodil v červnu 2020.

Již během jednoho roku si velcí spásači dokázali poradit s expanzivními druhy rostlin, které původní druhy zcela vytlačily, a hlavní louka (pastvina) je díky nim velmi pestrá. Zároveň se projevily limity pastvy několika druhů zvířat na relativně malé a zároveň z části podmáčené ploše, kdy v zimě 2021 došlo k úhynu čtyř zubrů. Příčinou byli střevní paraziti, konkrétně invazní hlístice *Ashwortius sidemi* pocházející z Dálného východu. Zatímco ostatní chovaná zvířata se s tímto nepůvodním parazitem vypořádala, zubři mu s výjimkou jediného zvířete podlehli. V roce 2022 začala být populace zubrů obnovována, ještě předtím byla z jejich části rezervace vyloučena menší zvěř, která je obvykle zdrojem a rezervoárem těchto parazitů. Odběry vzorků v roce 2022 u obnovené populace zubrů výskyt *A. sidemi* neprokázaly. Rezervaci založila a spravuje Farma Březina manželů Benešových.

16.2.8. Meandry Lužnice (NPR Stará a Nová řeka)

Lokalita je z větší části součástí NPR Stará a Nová řeka a jejího ochranného pásma a je situována na dolní a horní terase údolní nivy řeky Lužnice. Zatímco horní část je poměrně suchá s uměle vyhloubenou tůní a bývalým statkem, dolní terasu tvoří mokřady, ve kterých byly zhotoveny mělké tůně. Nachází se tu i přirozené deprese a naopak sušší vyvýšená místa porostlá dřevinami. Na horní terase dominuje kulturní travní porost, na jehož složení měla vliv pastva a pravidelné kosení, na dolní

terase dominuje spontánní mokřadní vegetace, která zde převládla po upuštění od hospodaření na stelivových loukách koncem 50. let minulého století.

Jedná se jednak o téměř monodominantní porost zblochanu vodního (*Glyceria maxima*) ve zvodnělých depresích, jednak o porost s dominancí chrastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), kopřivy a šišáku vroubkovaného (*Scutellaria galericulata*) v místech položených výše nad vodní hladinou. Z křovin se uplatňují jednak mokřadní vrbiny (*Salix cinerea*, *Salix aurita*) a jednak tavolník vrbolistý (*Spiraea salicifolia*). Ze stromů jsou zde pak zastoupeny především dub letní (*Quercus robur*), topol osika (*Populus tremula*) a střemcha obecná (*Prunus padus*). Lokalita je významným potravním biotopem předmětů ochrany PO Třeboňsko – volavka bílá (*Ardea alba*), čáp černý (*Ciconia nigra*) a orel mořský (*Haliaeetus albicilla*) a EVL Třeboňsko – střed, biotop kuňky ohnivé (*Bombina bombina*). Aktivní management zaplavované nivy řeky Lužnice je v souladu s cílem definovaným v plánu péče o CHKO Třeboňsko, tj. „podporovat zachování a obnovu cenného bezlesí mimo jiné v nivách řek (Lužnice, Nežárka) a pečovat o ně, v klíčových lokalitách aktivně pečovat a obnovovat rozmanitost mokřadních společenstev, ohrožených lučních společenstev a společenstev písků a chránit je před zarůstáním náletovými dřevinami“.

Pastevní plocha je cca 20 ha, z toho je cca 10 ha přímo v NPR Stará a Nová řeka na spodní terase říční nivy, zbytek na cca o 1,5 m vyvýšené horní terase.

Spodní říční niva (pod terasou) byla dříve ponechána kvůli špatné přístupnosti, vysokému zavodnění a nízké únosnosti půdy bez managementu pouze sukcesním procesům a docházelo k postupnému zarůstání nivy mokřadními dřevinami a dominantnímu zastoupení několika mokřadních druhů rostlin (zblochan, kopřiva, rákos, chrastice), které území ve vrcholu vegetační sezony ovládaly, a zcela zde chyběla pestřejší mozaika biotopů vhodná pro zvýšení biodiverzity území.

Pastva začala v r. 2020 v podzimních měsících, kdy bylo na horní terase na cca 10 ha umístěno 6 klisen exmoorského koně zapůjčených společností Česká krajina. Na konci léta v r. 2021 byla tato zvířata vypuštěna i na spodní (dalších 10 ha) častěji přeplavovanou a podmáčenou terasu. Na jaře r. 2022 ke koňům přibyly 3 mladé jalovice pratura, z nichž však 2 kusy v nejbližších dnech po převozu uhynuly (na následky rizikového uspání zvířat kvůli kontrole jejich identifikace ze strany státních institucí).

Největší změna je patrná na jednotvárných mokřadních porostech zblochanu a chrastice ve spodní podmáčené části říční terasy, kde koně významně redukují biomasu, prosvětlují stanoviště a pastvou obnažují půdní povrch, který je tak více vystavený možnosti uchycení bohatšího spektra mokřadních druhů rostlin. Rovněž dochází k významnému blokování šíření mokřadních vrbin a jiných dřevin do volných ploch a k tvorbě pestré mozaiky vlhkostně rozdílných biotopů.

Aktuální rozloha pastevního areálu je cca 20 ha a spásací tlak pouze 6 ks divokých koňů a 1 pratura je na tak velikou rozlohu prozatím nízký. Do budoucna by bylo vhodné zvýšit počet zvířat na pastvině nebo je cíleně delší dobu zdržovat na spodní podmáčenější terase, aby byl spásací tlak více patrný a projevil se ještě více a přímočařeji na diverzifikaci stanovišť v mokřadu a v redukci porostů mokřadních křovin.

Rezervaci založili a nákladné práce z vlastních zdrojů v extrémně náročném terénu financovali manželé Svačinovi.

16.2.9. Baroch

Původně jedna z nejvýznamnějších ornitologických lokalit východních Čech, kde hnízdila celá řada mokřadních a vodních druhů ptáků. Vlivem postupující klimatické změny však rybník začal postupně vysychat a tím odsud zmizely i nejdůležitější druhy ptáků. Ve vlhkých letech se však ptáci alespoň částečně vracejí, navíc z botanického hlediska je lokalita významná velmi početnou populací prstnatce pleťového (*Dactylorhiza incarnata*) a kruštíku bahenního (*Epipactis palustris*). Také zde roste pryskyřník velký (*Ranunculus lingua*).

Celková rozloha lokality je 30 ha, paseno je 18,8 ha. V roce 2020 byli vypuštěni nejprve 3, později 11 exmoorských koní. Od konce 2021 se na části plochy pasou 4 vodní buvoli.

Hlavním problémem lokality bylo zarůstání rákosem a dřevinami. Díky tlaku pastvy koní začal rákos ustupovat. Velmi pozitivní a vlastně i velmi překvapivou záležitostí je také ústup kopřiv. Naopak není překvapení, že došlo k rozvolnění travních porostů a razantnímu zvýšení početnosti silně ohroženého pryskyřníku velkého.

Na hnízdní a tahovou početnost ptáků byl zatím vliv koní spíše pozitivní, neboť došlo k uvolnění mokřadů z husté vegetace, stejně jako ke vzniku mělkých bahnisek, která využívají ke sběru potravy bahňáci.

Protože spolu s návratem pastvy došlo vlivem příznivějších klimatických podmínek i k návratu vody do zdejšího biotopu, došlo i k návratu některých někdejších hnízdících druhů ptáků. Zejména je to bekasína otavní (*Gallinago gallinago*), čírka obecná (*Anas crecca*), čírka modrá (*Anas querquedula*), kopřivka obecná (*Anas strepera*), slavík modráček středoevropský (*Luscinia svecica cyanecula*), chřástal kropenatý (*Porzana porzana*), chřástal vodní (*Rallus aquaticus*) nebo jeřáb popelavý (*Grus grus*).

Bohužel však zatím nedošlo k tak silné redukci rákosu, aby zde mohly začít hnízdit i druhy bahňáků vázané na mokřadní louky, jako je zejména vodouš rudonohý (*Tringa totanus*) nebo čejka chocholatá (*Vanellus vanellus*). Na komplexnější hodnocení je však zatím ještě příliš brzo. Zdá se, že se zlepšují podmínky i pro obojživelníky, zejména pro rosničky zelené a zelený komplex vodních skokanů rodu *Pelophylax*.

Pozitivní vliv může mít pastva také na orchideje. Prstnatec pleťový (*Dactylorhiza incarnata*) se v lokalitě Baroch začal šířit na pastvině i na místa, kde před zahájením pastvy nebyl. Vzácná vegetace se přitom začíná na Barochu objevovat také na ostrovech, které byly před začátkem pastvy zcela zarostlé rákosem. Ochranáři původně očekávali, že koně sice spasou rákos, ale uvolněné místo obsadí kopřivy. Díky sešlapu se však koním podařilo kopřivy na většině míst potlačit.

Vývoj orchidejí je v lokalitě nadále pečlivě sledován. Koně se sice vyhýbají kvetoucím orchidejím, ale po odkvětu jsou části orchidejí ze strany koní (případně srnčí zvěře) konzumovány včetně semeníků s jejich semeny. Současně však dochází k velmi důležitému rozvolňování travního drnu a tím i k alespoň teoreticky razantnímu zlepšování podmínek pro klíčení orchidejí a růst jejich semenáčků. Může tak dojít k situaci, že sice početnost dospělých rostlin mírně poklesne, ale naopak prudce vzroste početnost semenáčů a jedinců celkově. To však teprve ukáže čas. Celkový vliv na pestrost a početnost stanovišť z botanického hlediska je však zatím výrazně pozitivní a jedinou komplikací může být právě pouze vliv na orchidejovité.

Pastvu na Barochu realizuje ochranářská organizace JARO Jaroměř.

16.2.10. Janovský mokřad (Nýřany)

Přírodní rezervace Janovský mokřad se nachází v Plzeňském kraji, okres Plzeň-sever. Byla vyhlášena Nařízením Rady Plzeňského kraje dne 24. 5. 2021. Lokalita je biotopem či tahovou zastávkou několika ohrožených druhů ptáků, jako jsou například polák malý (*Aythya nyroca*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*) nebo jeřáb popelavý (Grus grus). Předmětem ochrany jsou převážně mokřadní biotopy (rákosiny, křoviny, rašelinné a podmáčené plochy, trvale zaplavené tůně) s neupraveným vodním režimem a výskytem zvláště chráněných druhů živočichů a celkově vysokou diverzitou zejména avifauny. Tyto plochy se v naprosté většině nepasou.

Cílem ochrany je stabilizace a další rozvoj mokřadního ekosystému, mezofytního bezlesí a rozvoj přirozeného lesního ekosystému, zlepšení současného stavu terestrických stanovišť vhodným způsobem managementu. Dále ochrana biodiverzity území s prioritou chráněných a významných živočišných i rostlinných druhů, zachování nebo zlepšení dřevinné a prostorové skladby lesních porostů, které jsou součástí PR, obnova autoregulačních funkcí přírody a vyloučení nevhodných lidských zásahů a eliminace ruderálních a invazních druhů rostlin.

Celková rozloha PR je 71,8 ha, ochranné pásmo má 6,8 ha. Lesní pozemky tvoří 38,1 ha, vodní plochy (tok) 3,2 ha, orná půda 29,2 ha, trvalé travní porosty 1,2 ha, ochranné pásmo 6,8, ostatní plochy 0,1 ha.

Pastva je vymezena na orné půdě, která byla v minulosti intenzivně využívána, tzn. vlivem vysoké trofie obsadil většinu pasené plochy z 29 ha hustý ruderální porost z části nitrofilní ruderální, polopřirozená i přirozená vlhkomilná vegetace (např. kopřiva d., chrastice rákosovitá, rákos, část vyvýšenou obsadila suchomilná společenstva např. třtiny křovištní, ostružiník, merlíky apod. Sporadicky plocha začala zarůstat sukcesními dřevinami, převážně borovicemi, olšemi, břízami. Jen v nejsušších malých plochách téměř úhorech často disturbovaných od divokých prasat se uchytila společenstva několika heliofilních druhů rostlin, např. divizny, pelyňky.

Cílem managementu je od počátku území vegetačně diverzifikovat, technickými prostředky ani finančně nebylo možné biomasu posekat, ani smysluplně z plochy odstranit. Od pastevního managementu je očekávána další diverzifikace výchozího téměř monokulturního porostu několika rostlinných společenstev. Přítomnost zvířat přináší i disturbanci plochy a trus, což je již nyní vidět na rozvoji nízkých bylinných společenstev a koprofilního hmyzu.

V další etapě péče o PR Janovský mokřad připravuje Plzeňský kraj v pastvině I. rozsáhlou periodickou lagunu, která by měla být spásána zvířaty a tím indikovat rozvoj potravní nabídky pro migrující i hnízdící ptáky několika čeledí.

Pastva v prvém pastevním areálu 11,7 ha byla zahájena 8. 12. 2021 v počtu 3 exmoorských koní. Do pastevního areálu byly poté 11. 1. 2022 přivezeny 2 krávy praturů a 1 odrostlé tele. Dalším přírůstkem bylo narození dvojčat od druhé krávy 5. 3. 2022. Druhý pastevní areál má rozlohu cca 8,9 ha, část areálu (cca 15 % je zarostlá sukcesními křovinami a dřevinami – dominantně bříza, borovice). Jeho propojení s prvním pastevním areálem se předpokládá nejdéle k 1. 1. 2023. Vzhledem k pastevní ploše je v plánu přijmout další dva hřebce exmoorských pony. V případě dovezení plemenného býka je dostačující počet současných 2 krav a jedné jalovice.

Pastva trvá zatím pouze několik měsíců. V ohradě byl počátkem jara 2022 (zatím nerostla většinou bylinná vegetace) viditelný sešlap a spasení suché trávy v oblíbených částech pastviny, která si zvířata oblíbila – v závětří za lesíky, vegetační stěnou křovin apod. Pratuři i koně se na jaře více zdržovali ve vlhčích partiích, kde vyrážela čerstvá vegetace, zřetelně již byly vidět vyšlapané cesty v silně podmáčeném terénu a nová menší obnažená místa. Okus dřevin byl nejvíce znatelný na vrbách, borovičkám se zpočátku zvířata spíše vyhýbala, nejsušší místa ve dvou lesících, které jsou součástí pastvy, byla intenzivně využívána k prachovým koupelím.

Změna zastoupení vegetace ke konci roku 2022 je zjevná zejména na terestrických částech areálu, kde došlo k výrazné změně po spasení dominantní třtiny křovištní, která se zmlazuje, ale pouze v trsech, ne plošně. Málo je zatím potlačen ostružiník, zejména výše rostoucí skupiny, znatelné jsou okusy mladých lístků. Blokována je již také sukcese náletu borovic do výše cca 50 cm. Na pastvině byl proveden počáteční botanický průzkum a změna vegetace je sledována. Současně je prováděn entomologický monitoring od počátečního stadia. V podmáčené části pastviny není spasení u chrastice a sítin zatím výrazné, silně byl pastvou potlačen rákos, který byl v širokém pásu cca 5 m zahrnut do pastvy v délce cca 300 m. Po skončení vegetační doby zvířata v zimním období tyto plochy z nedostatku atraktivnější pastvy více navštěvují a spásají.

Vznik pastevní rezervace inicioval a financuje Plzeňský kraj.

16.2.11. Krnov (bývalé vojenské cvičiště Chomýž)

Území záměru „Krnov Chomýž – Krásné Loučky, pastevní areál“ se nachází severozápadně od města Krnova v areálu bývalého sovětského vojenského cvičiště (tzv. Rusák) v Moravskoslezském kraji, v okrese Bruntál a v katastru obce Krásné Loučky (Krnov). Rozloha pastevního areálu je v současné době cca 36,6 ha z celkové plochy 60 ha původní rozlohy cvičiště.

Výběr plochy a velikost pastevního areálu byl volen s ohledem na majetkoprávní vztahy, zejména na pozemky ve vlastnictví města Krnova. Od roku 1999/2000 do roku 2020 bylo v území koseno 6 ha nejcennějších ploch převažujících biotopů mezofilních ovsíkových luk (T1.1), vlhkých pcháčových luk (T1.5), střídavě vlhkých bezkolencových luk (T1.9) v mozaice se širokolistými suchými trávníky (T3.4) a dalšími plošně menšími biotopy.

V rámci těchto vybraných ploch byly mozaikovitou sečí, výřezem náletových dřevin a bodovou likvidací invazů, aplikací kokrhele luštince (*Rhinanthus alectorolophus*) uchovány a posíleny populace chráněných a ohrožených druhů rostlin, mezi kterými je potřeba zmínit jediný známý recentní výskyt hvozdíku pyšného (*Dianthus superbus*) v Moravskoslezském kraji. Dále druhově bohatá společenstva s výskytem celé řady dalších druhů, jako je např. kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), mečík střechovitý (*Gladiolus imbricatus*), vemeník dvoulistý (*Platanthera bifolia*), vemeník zelenavý (*Platanthera chlorantha*), hadilka obecná (*Ophioglossum vulgatum*), vstavač mužský znamenaný (*Orchis mascula* subsp. signifera), prstnatec májový (*Dactylorhitza majalis*), hadí mord nízký (*Scorzonera humilis*), čertkus luční (*Succisa pratensis*) a řada dalších. S ohledem na nedostatek financí, ale i omezených pracovních kapacit bylo možné obhospodařovat pouze zlomek vybraného území.

Ostatní plochy od opuštění území vojáky velmi rychle zarůstaly – v současnosti je většina ploch bezlesí v areálu degradovaná s výskytem expanzivních druhů rostlin, jako je třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), a invazních druhů – lupinu mnoholistou (*Lupinus polyphyllus*), celíkem

kanadským (*Solidago canadensis*) a vratičem obecným (*Tanacetum vulgare*). Většina ploch je současně porostlá výrazným náletem pionýrských dřevin s dominancí břízy bělokoré (*Betula pendula*), topolu osiky (*Populus tremula*), modřínu opadavého (*Larix decidua*) a keři – trnky (*Prunus spinosa*), hlohy (*Crataegus* spp.).

V roce 2020 byla celá lokalita podrobně biologicky zmapována (Czernik et al. 2020). V rámci botaniky byl zaznamenán výskyt 9 zvláště chráněných a 23 druhů z Červeného seznamu rostlin (Grulich & Chobot 2017). Během monitoringu bylo zaznamenáno celkem 49 druhů denních motýlů a 12 druhů čmeláků (vč. pačmeláků).

Dále byli zpracováni – obojživelníci, plazi, ptáci a savci. U herpetofuny a ptáků byl při srovnání dat s rokem 2009/2010 vidět výrazný propad nelesních druhů, a to se zánikem tůní a zarůstáním bezlesí.

Na základě provedených průzkumů byl zpracován projekt pastevního areálu k využití velkých herbivorů pro obnovu bezlesí a zachování cenného území jako celku (zadavatel město Krnov).

Projekt byl podán do OPŽP a akceptován. Ve druhé polovině roku 2022 byly zahájeny práce na kácení náletových dřevin a realizaci oplocení. Na přelomu listopadu a prosince byly do aklimatizační ohrady vpuštěni dva zpětně šlechtění pratuři. Dále je počítáno při pastvě se zapojením několika exmoorských pony. K vybudování pastevního areálu vedly pragmatické kroky ve snaze optimalizovat obnovu co největšího množství biotopů bezlesí/řídkolesí a na ně vázaných ohrožených a chráněných druhů rostlin, bezobratlých a obratlovců, za cenu přiměřených finančních nákladů, které by nebylo možné bez přirozené pastvy velkých herbivorů zajistit.

V rámci území je plánovaná II. etapa, která by měla vést k redukci invazních druhů bylin. V rámci areálu je počítáno se systematickým monitoringem vybraných skupin rostlin a živočichů.

Projekt realizuje město Krnov.

17. Literatura

Aaris-Sørensen K. 1999: The Holocene history of the Scandinavian Urus (*Bos primigenius* Bojanus, 1827). 49–58 pp. In: Weniger G. C. (ed.) Archäologie und Biologie des Auerochsen. Mettmann (Neanderthal Museum).

Aaris-Sørensen K. 2004: Danmarks sidste urokser. Aktuel Arkaeologi 4: 5–7.

Adamec M. 2006: Zubor európsky na Slovensku – súčasný stav. pp. 165–167. In: Adamec M. a Urban P. (eds.), 2006: Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku VII. Zborník referátov z konferencie (Zvolen 14–15. 10. 2005). Štátna ochrana prírody SR, Banská Bystrica, 236.

Adamec M., Perdíková Z., Pčola Š., Adamcová M. 2006: Priestorová aktivita zubrov hrivnatých (*Bison bonasus*) v NP Poloniny. In: Olech W. (ed): Perspektywy rozwoju populacji zubrów. Pszczyna, 118.

Adametz L. 1898: Bos (brachyceros) europaeus n. sp. Bulletin international de l'académie des Sciences de Cracovie 88–103.

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR 2021: Náhrady škod způsobené vlky se rozšíří, začíná platit nová vyhláška. Publikováno 31. 3. 2021: https://www.ochranaprirody.cz/o-aopk-cr/aopk-cr-informuje/aktuality/nahrady-skod-zpusobene-vlky-se-rozsiri-zacina-platit-nova-vyhlaska/

Achilli A., Bonfiglio S., Olivieri A., Malusà A., Pala M., Kashani B. H., Perego U. A., Ajmone-Marsan P., Liotta L., Semino O., Bandelt H. J., Ferretti L., Torroni A. 2009: The multifaceted origin of taurine cattle reflected by the mitochondrial genome. PLoS ONE 4(6): e5753. doi:10.1371/journal.pone.0005753.

Alexandrov V. N. a Golcovskaja K. J. 1965: Kormovyje ugodija zubrov Kavkazgovo Zapovednika. Trudy Kavkazkovo zapovednika 8: 129–154.

Almond R. E. A., Grooten M., Petersen T. 2020: Living Planet Report 2020 — Bending the curve of biodiversity loss (WWF).

Alzieu J. P. 1983: Phylogénie et évolution de Bos taurus L. Aspects morpologiques et anatomo-physiologiques des origines au 16éme siécle. Thése pour le Doctorat vérérinaire, Toulouse, No 69, 269 pp.

Anděra M. 1999: České názvy živočichů II. – Savci (Mammalia). Národní muzeum, Praha 147 pp.

Anděra M., Gaisler J. 2012: Savci České republiky. Popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia, Praha, 289 pp.

Andreska J. a Andresková E. 1993: Tisíc let myslivosti. Tina Vimperk, 443 pp.

Anisimava A., Velihurau P., Yanuta R. 2015: The European bison in Belarus – problems and prospects. European Bison Conservation Newsletter 8: 25–32.

Anonymus 2021: Vyhodnocení realizačního projektu záchranného programu sysla obecného (Spermophilus citellus) v ČR pro rok 2021. AOPK ČR, Praha. https://www.zachranneprogramy.cz/sysel-obecny/ke-stazeni/

Araba B. D., Crowell-Davis S. L. 1994: Dominance relationship and aggression of foals (*Equus caballus*). Appl. Anim. Behav. Sci. 41: 1–25.

Arbogast R. M., Clavel B., Lepetz S., Méniel P., Yvinec J. H. 2002: Archéologie du cheval: des origines à la période moderne en France. Editions Errance, Paris.

Astre G. 1937: Sur l'énorme taille atteiente, á Cazavert, par les bovidés quaternaires. Bulletin de la Société d'histoire naturelle de Toulouse 171–174.

Azzaroli A. 1992: Ascent and decline of monodactyl equids: a case for prehistoric overkill. Annales Zoologici Fennici 28: 1–63.

Bahloul K., Pereladova O. B., Soldatova N., Fisenko G., Sidorenko E., Sempéré A. J. 2001: Social organization and dispersion of introduced kulans (*Equus hemionus kulan*) and Przewalski horses (*Equus przewalski*) in the Bukhara Reserve, Uzbekistan. Journal of Arid Environments 47: 309–323.

Bailey D. W., Gross J. E., Laca E. A., Rittenhouse L. R., Coughenour M. B., Swift D. M., Sims P. L. 1996: Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. Journal of Range Management 49: 386–400.

Baker S. 1993: Survival of the Fittest – A natural history of the Exmoor Pony. Exmoor Books, Dulverton, Somerset, 249 pp.

Baker S. 2008: Survival of the Fittest – A natural history of the Exmoor Pony, 2nd Edition. Exmoor Books, Dulverton, Somerset, 256 pp.

Baldocchi D., Penuelas J. 2019: The physics and ecology of mining carbon dioxide from the atmosphere by ecosystems. Glob. Chang. Biol., 25: 1191–1197.

Bartosiewicz L. 2005: Better earlier than never: Iron Age aurochs remains from Hungary. Antiquity 79: 79001.

Bartoš L., Bartošová J., Pluháček J., Šindelářová J. 2011: Promiscuous behaviour disrupts pregnancy block in domestic horse mares. Behavioral Ecology and Sociobiology, 65: 1567–1572.

Bar-On Y. M., Phillips R., Milo R. 2018: The biomass distribution on Earth. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 115: 6506–6511.

Basrur P. K., Moon Y. S., 1967: Chromosomes of cattle, bison and their hybrid, the cattalo. Amer. J. Veter. Res., 28: 1319–1329.

Bejenaru L., Stanc S., Popovici M., Balasescu A., Cotiuga V. 2013: Holocene subfossil records of the auroch (*Bos primigenius*) in Romania. The Holocene 23: 603–614.

Beja-Pereiraa A., Caramellic D., Lalueza-Foxe C., Vernesif C., Ferranda N., Casolih A., Goyachei F., Royoi L. J., Contid S., Larid M., Martinij A., Ouraghk L., Magidl A., Atashl A., Zsolnaim A., Boscaton P., Triantaphylidiso C., Ploumip K., Sineoq L., Mallegnir F., Taberletb P., Erhardts G., Sampietrot L., Bertranpetitt J., Barbujaniu G., Luikartb G., Bertorellec G. 2006: The origin of European cattle: Evidence from modern and ancient DNA. PNAS 103: 8113–8118.

Balčiauskas L. 1999: European bison (*Bison bonasus*) in Lithuania: status and possibilities of range extension. Acta Zoologica Lituanica. Biodiversity 9, 3: 3–18.

Belousova I. P. 1993: Influence of inbreeding on viability of European bison in Russia breeding centres. In: Kvoprosu o vozmozhnosti sokhranenija zubra v Rossii. Belousova I. P., ed. Onti Pnts Ran, Pushchino: 29–43 +114. In Russian with English summary.

Bendrey R. 2012: From wild horses to domestic horses: a European perspective. World Archaeology 44: 135–157.

Benecke N. 2005: The Holocene distribution of European bison – the archeozoological record. Munibe (Antropologia-Arkeologia) 57: 421–428.

Beneš J. 1970: Zubři a tuři evropského pleistocénu. Živa: 74–75.

Beneš J., Konvička M., Dvořák J., Fric Z., Havelda Z., Pavlíčko A., Vrabec V., Weidenhoffer Z. 2002: Motýli České republiky: Rozšíření a ochrana. Vol. I. and II. Společnost pro ochranu motýlů, Praha, 857 pp.

Beneš J., Kepka P., Konvička M. 2003: Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. Conservation Biology 17: 1058–1069.

Bennett D., Hoffmann R. S. 1999: *Equus caballus*. Mammalian Species 628: 1–14.

Bennett E. A., Champlot S., Peters J., Arbukle B. S., et al. 2017: Taming the late Quaternary phylogeography of the Eurasiatic wild ass through ancient and modern DNA. PloS One, 12: e0174216.

Berger J. 1983a: Ecology and catastrophic mortality in wild horses: implications for interpreting fossil assemblages. Science 220: 1403–1404.

Berger J. 1983b: Predation, sex ratios, and male competition in equids (Mammalia: Perissodactyla). Journal of Zoology. 201: 205–216.

Berger J. 1986: Wild Horses of the Great Basin. University of Chicago Press, Chicago, 348 pp.

Berger J. 1987: Reproductive fates of dispersers in a harem-dwelling ungulate: The wild horse. 41–54 pp. In: Chpko-Sade B. D., Tang Halpin Z. (eds.) Mammalian dispersal patterns – The Effects of Social Structure on Population Genetics. University of Chicago Press, Chicago and London.

Berti E., Svenning J. C. 2020: Megafauna extinctions have reduced biotic connectivity worldwide. Global Ecology and Biogeography, 29: 2131–2142. https://doi.org/10.1111/geb.13182

Beynon S. A., Peck M., Mann D. J., Lewis O. T. 2012: Consequences of alternative and conventional endoparasite control in cattle for dung-associated invertebrates and ecosystem functioning. Agriculture Ecosystems & Environment 162: 36–44.

Boeskorov G. G. 2006: Arctic Siberia: refuge of the Mammoth fauna in the Holocene. Quaternary lnternational, 142-143: 119–123.

Boessneck J. 1957: Funde des Ures, *Bos primigenius* Bojanus, 1827, aus alluvialen Schichten Bayerns. Säugetierkundliche Mitteilungen 2: 55–69.

Boessneck J., Jecquier J. P., Stämpfli H. R. 1963: Seeberg, Burgäschisee-Süd T. 3. Die Tierreste. Stämpfli, 215 pp.

Bökönyi S. 1962: Zur Naturgeschichte des Ures in Ungarn und das Problem der Domestikation des Hausrindes. Acta Archaeologica Academiae Scientiarum Hungaricae 14: 175–214.

Bökönyi S. 1969: Archaeological problems and methods of recognizing animal domestication. 219–230 pp. In: Ucko P. J., Dimbleby G. W. (eds.) The domestication and exploitation of plants and animals. Aldine, Chicago.

Bökönyi S. 1974a: History of domestic mammals in Central and Eastern Europe.Akadémiai Kiado, Budapest, 597 pp.

Bokönyi S. 1974b: The Przewalsky Horse. Souvenir Press Ltd., London.

Bond W. J., Stevens N., Midgley G. F., Lehmann C. E. R. 2019: The Trouble with Trees: Afforestation Plans for Africa. Trends in Ecology & Evolution, 34: 963–965.

Borowski S., Kossak S. 1972: The natural food preferences of European bison in seasons free of snow cover. Acta Theriologica, 17: 151–169.

Boyd L., Houpt K. A. (eds.) 1994: Przewalski's horse. The history and biology of an endangered species. State University of New York Press, Albany, 313 pp.

Bradley D. G., Loftus R. T., Cunningham P., MacHugh D. E. 1998: Genetics and domestic cattle origins. Evolutionary Anthropology 6: 79–86.

Brook B. W., Tonkyn D. W., O'Grady J. J., Frankham R. 2002: Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. Conservation Ecology 6: 16.

Brudnicki W., Grzywacz K., Brudnicki A., Stacewitz K. K., Nowicki W., Wach J., Skoczylas B., Jabloński R. 2012: Morphometric characteristics of the skull of Aurochs (*Bos primigenius* Bojanus 1827) from the Tuchola forest. Journal of Central European Agriculture 13: 330–340.

Brugal J. P. 1987: Cas de "nanisme" insulaire chez l'aurochs. 112th Congrès National des Sociétés Savantes, Lyon, 53–66 pp.

Budras K., Scheibe K., Patan B., Streich W. J., Kim K. 2001: Laminitis in Przewalski horses kept in a semireserve. Journal of Veterinary Science 2: 1–7.

Bunevich A. N., Kochko F. P. 1988: Dinamika chislennosti i struktura pupulacji zubrov Belovezshkoj Pushchi. Populacjonnie issledovanija zhivotnych. Sbornik nauchnych trud. Nauka, Moskva: 96–114.

Bunzel-Drüke M. 1996: Vom Auerochsen zum Heckrind. 37–48 pp. In: Gerken B., Meyer C. (eds.) Natur- und Kulturlandschaft 1: Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? Universität-Gesamthochschule Paderborn, Höxter.

Bunzel-Drüke M. 2001: Ecological substitutes for wild horse (*Equus ferus* Boddaert, 1785 = E. przewalskii Poljakov, 1881) and Aurochs (*Bos primigenius* Bojanus, 1827). 240–252 pp. In: Gerken B., Görner, M. (eds.) Landscape Development with Large Herbivores: New Models and Practical Experiences, Natur- und Kulturlandschaft 4, Höxter/Jena.

Bunzel-Drüke M., Reisinger E. 2010: Low-intensity grazing in Germany: Between tradition and innovation. European Forum on Nature Conservationm and Pastoralism, online prezentace. https://www.efncp.org/download/vilm201009/Bunzel-Drueke+Reisinger_2010.pdf

Bunzel-Drüke, M., C. Böhm, P. Finck, G. Kämmer, R. Luick, E. Reisinger, U. Riecken, J. Riedl, M. Scharf & O. Zimball (2008): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - „Wilde Weiden". - Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne, 215 p.

Burke A. 2002: Palaeoahology as an archaeological tool: a model for the social and spatial behaviour of E. hydruntinus. 9Th ICAZ Conference, Druham 2002 Equids in Time and Space (ed. M. Mashkour), pp. 62–69.

Burke A., Eisenmann V., Ambler G. K. 2003: The systematic position of *Equus hydruntinus*, an extinct species of Pleistocene equid. Quaternary Research 59: 459–469.

Cameron E. Z., Setsaas T. H., Linklater W. L. 2009: Social bonds between unrelated females increase reproductive success in feral horses. PNAS 106: 13850–13853.

Carver S. et al. 2021: Guidingprinciples for rewilding. Conservation Biology, 35:1882−1893. https://doi.org/10.1002/cobi.13730

Cieslak M., Pruvost M., Benecke N., Hofreiter M., Morales A. 2010: Origin and history of mitochondrial DNA lineages in domestic horses. PLoS ONE 5: 1–12.

Clark P. E., Johnson D. E., Kniep M. A., Jermann P., Huttash B., Wood A., Johnson M., McGillivan C., Titus K. 2006: An Advanced, Low-Cost, GPS-Based Animal Tracking System. Rangeland Ecol Manage 59: 334–340.

Clutton-Brock J. 1992a: Horse Power. Natural History Museum, London, 192 pp.

Clutton-Brock J. 1992b: The process of domestication. Mammal Review 22: 79–85.

Clutton-Brock J. 1999: A natural history of domesticated mammals. Cambridge University Press, Cambridge.

Collins G. H., Petersen S. L., Carr C. A., Pielstick L. 2014: Testing VHF/GPS Collar Design and Safety in the Study of Free-Roaming Horses. PLoS ONE 9: e103189. doi:10.1371/journal.pone.0103189.

Conant R. T., Cerri C. E. P., Osborne B. B., Paustian K. 2017: Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. Ecological Applications, 27: 662–668.

Crees J. J., Turvey S. T. 2014: Holocene extinction dynamics of *Equus hydruntinus*, a late-surviving European megafaunal mammal. Quaternary Science Reviews 91 (2014) 16e29.Fishcer M, Wipf S 2002.

Cromsigt J. P. G. M., Kemp Y. J. M., Rodriguez E., Kivit H. 2018: Rewilding Europe's large grazer community: how functionally diverse are the diets of European bison, cattle, and horses? Restoration Ecology, 26: 891–899. doi: 10.1111/rec.12661.

Czernik A. 2009: Metodický materiál pro biologický management lokality Krnov – Chomýž, k.ú. Krásné Loučky – projekt „Obnova a rekreační využití území bývalého vojenského cvičiště Chomýž". 21 pp.

Czernik A. 2020: Biologické průzkumy a posouzení projektu „Krnov Chomýž – Krásné Loučky, pastevní areál" Podpora biodiverzity botanicky a zoologicky cenného území bývalého vojenského areálu. Ekotona, 87pp.

Czudek A. 1930. Rozwój i przyszłość żubrów śląskich. Sylwan 48, 5: 1–15.

Czykier E., Sawicki B., Krasinska M. 1999: Postnatal development of the European bison spermatogenesis. Acta Theriologica, 44: 77–90.

Česká společnost ornitologická 2019: Vzkříšení mokřadů v Ptačím parku Josefovské louky. https://www.youtube.com/watch?v=aAVNLsF8Qj4

Čížek O., Vrba P., Beneš J., Hrázský Z., Koptík J., Kučera T., Marhoul P., Zámečník J., Konvička M. 2013: Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: Plants and butterflies in the Czech Republic. PLoS ONE 8: e53124.

Červený J., Ježek M., Holá M., Zikmund M., Kušta T., Hanzal V., Kropil R. 2014: Daily activity rhythm and habitat use of the semi-free European bison herd during the growing season. Lesnický časopis – Forestry Journal 60: 199–204.

Daleszczyk K. 2005: Activity pattern of calf and its integration into herd in European bison, *Bison bonasus*; Folia Zool. – 54 (4): 359–363.

Daleszczyk K. a Krasiński Z. A. 2001: Parturition behaviour of European bison living in reserves. Folia Zoologica 50: 75–78.

Darwin C. 1905: Variation of Animals and Plants under Domestication. 2nd edition. John Murray, London, 1905.

Dirzo R., Young H., Galetti M., Ceballos G., Isaac N., Collen B. 2014: Defaunation in the Anthropocene. Science 345: 401–406.

Dean P. 2013: Exmoorponybreeding.info – osobní sdělení květen 2012.

Degerbol M., Fredskild B. 1970: The Urus (*Bos primigenius* Bojanus) and neolithic domesticated cattle (*Bos taurus* domesticus Linné) in Denmark with a revision of Bos-remains from the Kitchen Middens. Zoological and palynological investigations. Et Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter 17: 1–234.

Denzau G. Denzau H. 1999: Wildesel. Jan Thorbecke Verlag, Stuttgart, 221 pp.

Delling M. 2013: Behaviour, interactions and habitat use of European bison (*Bison bonasus*), Exmoor ponies (*Equus ferus*) and Dybowski deer (*Cervus nippon hortulorum*) in a mixed-species enclosure at Tierpark Sababurg. Zentrum für Biodiversität und nachhaltige Landnutzung – Sektion Biodiversität, Ökologie und Naturschutz.

Dierendonck M. C. van, de Vries M. F. W. 1996: Ungulate reintroductions: Experiences with the Takhi or Przewalski Horse (*Equus ferus przewalskii*) in Mongolia. Conservation Biology 10: 728–740.

Donoso I., Sorensen M. C., Blendinger P. G., Kissling W. D., Neuschulz E. L., Mueller T., Schleuning M. 2020: Downsizing of animal communities triggers stronger functional than structural decay in seed-dispersal networks. Nat. Commun. 11: 1582.

Dostál D., Jirků M., Konvička M., Čížek L., Šálek M. 2012: Návrat zubra evropského (*Bison bonasus*) do České republiky: Potenciální přínosy a perspektivní lokality. Česká krajina, Kutná Hora, 120 pp.

Dostál D., Konvička M., Čížek L., Šálek M. Robovský J., Horčičková E., Jirků M. 2014: Divoký kůň (*Equus ferus*) a pratur (*Bos primigenius*): klíčové druhy pro formování české krajiny. Česká krajina, Kutná Hora, 125 pp.

Dover J. W., Rescia A., Fungarino S., Fairburn J., Carey P., Lunt P., Arnot C., Dennis R. L. H., Dover C. J. 2011: Land-use, environment, and their impact on butterfly populations in a mountainous pastoral landscape: individual species distribution and abundance. Journal of Insect Conservation 15: 207–220.

Dreslerová G. 2006: Vyhodnocení zvířecích kostí z neolitického sídliště Těšetice-Kyjovice (okr. Znojmo, Česká republika). Archeologické rozhledy. 58: 3–32.

Drozdz J. 1967: The state of research of helmitofauna of the European bison. Acta Theriologica, 12, 377–384.

Duncan P. (ed). 1992: Zebras, Asses and Horses- An Action Plan for the Conservation of Wild Equids. Gland, Switzerland: IUCN.

Dvorský M., Mudrák O., Doležal J., Jirků M. 2022: Introduction of large herbivores restored plant species richness in abandoned dry temperate grassland. Plant Ecology 223. https://doi.org/10.1007/s11258-022-01225-w

Edwards E. H. 1993: Eyewitness Handbooks: Horses. Dorling Kindersley Ltd., London.

Edwards C. J., Bollongino R., Scheu A., Chamberlain A., Tresset A., Vigne J. D., Baird J. F., Larson G., Ho S. Y. W., Heupink T. H., Shapiro B., Freeman A. R., Thomas M. G., Arbogast R. M., Arndt B., Bartosiewicz L., Benecke N., Budja M., Chaix L., Choyke A. M., Coqueugniot E., Döhle H. J., Göldner H., Hartz S., Helmer D., Herzig B., Hongo H., Mashkour M., Özdogan M., Pucher E., Roth G., Schade-Lindig S., Schmölcke U., Schulting R. J., Stephan E., Uerpmann H. P., Vörös I., Voytek B., Bradley D. G., Burger J. 2007: Mitochondrial DNA analysis shows a Near Eastern Neolithic origin for domestic cattle and no

indication of domestication of European aurochs. Proceedings of the Royal Society B 274: 1377–1385.

Eisenmann V. 2004: Equus: an evolution without lineages? Terra Nostra, Shriften der Alfred-Wegener-Stiftung 2004/2, 18th International Senckenberg, 4 pp.

Eisenmann V., Shah N. 1996: Some craniological observations on the Iranian, Transcaspian, Mongolian, and Indian hemiones, p. 396-399. In: Riakerk F, Brouwer K, Smits S (eds), European Endangered SpeciesProgram Yearbook 1995/96 including the Proceedings of the 13th EEP Conference, Saumur 20-24 June 1996. EAZA Executive Office, Amsterdam.

Eswaran H., Van Den Berg E., Reich P. F. 1993: Organic Carbon in Soils of the World. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 192–194.

Ewart J. C. 1904: The multiple origin of horses and ponies. Trans. Highland Agr. Soc. of Scotland, VoI. 16.

Fedyk S. a Krasińska M. 1971: Studies of the spermatogenesisi of European bison and domestic cattle hybrid. Acta Theriologica, 16: 449–464.

Fedyk S. a Sysa P. 1979: Chromosomes of European bison, domestic cattle and their hybrids. Acta Theriologica, 16: 449–464.

Fejfar O., Major P. 2005: Zaniklá sláva savců. Academia, Praha, 279 pp.

Feist J. D., McCullough D. R. 1976: Behaviour patterns and communication in feral horses. Zeitschrift für Tierpsychologie 41: 337–371.

Fischer M., Wipf S. 2002: Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. Biological Conservation 104: 1–11.

Fraser F. C., King J. E. 1954: Faunal remains. 70–94 pp. In: Clarke J. D. G. (ed.) Excavations at Star carr. Cambridge, University Press.

Freese A., Beneš J., Bolz R., Čížek O., Dolek M., Geyer A., Gros P., Konvička M., Liegl A., Stettmer C. 2006: Habitat use of the endangered butterfly Euphydryas maturna and forestry in Central Europe. Animal Conservation 9: 388–397.

Gates S. 1979: A study of the ranges of free-ranging Exmoor Ponies. Mammal Review 9: 3–18.

Gates S. 1980: Studies of the ecology of the ree-ranging Exmoor Pony. PhD Thesis. Exeter University, United Kingdom, 237 pp.

Gates S. 1981: The Exmoor Pony - a wild animal? Nature in Devon 2: 8–30.

Gaunitz Ch., Fages A., Hanghøj K., Albrechtsen A., Khan N., Schubert M., Seguin-Orlando A., Owens I. J., Felkel S., Bignon-Lau O., Damgaard P., Mittnik A., Mohaseb A. F., Davoudi H., Alquraishi S., Alfarhan A. H., Al-Rasheid K. A. S., Crubézy E., Benecke B., Olsen S., Brown D., Anthony D., Massy K., Pitulko V., Kasparov A., Brem G., Hofreiter M., Mukhtarova G., Baimukhanov N., Lõugas L., Onar V., Stockhammer P. W., Krause J., Boldgiv B., Undrakhbold S., Erdenebaatar D., Lepetz S., Mashkour M., Ludwig A., Wallner B., Merz V., Merz I., Zaibert V., Willerslev E., Librado P., Outram A. K., Orlando L. 2018: Ancient genomes revisit the ancestry of domestic and Przewalski's horses. Science. 360: 111-114. DOI: 10.1126/science.aao3297

Gautier A. 1990: La Domestication: et l'homme créa ses animaux. Editions Errance, Paris, 277 pp.

Gautier M., Moazami-Goudarzi K., Levéziel H., Parinello H., Grohs C., Rialle S., Kowalczyk R., Flori L. 2016: Deciphering the wisent demographic and adaptive histories from individual whole-genome sequences. Molecular Biology and Evoluton 33: 2801–2814.

Gebczynska Z., Kowalczyk J., Krasińska M. a Ziolecka A. 1974: A compariosn of digestibility of nutriens by European bison and cattle. Acta Theriologica, 19: 283–289.

Gebczynski M. a Tomaszewska-Guskiewitz K. 1987: Genetic variability in the European bison. Biochem. Systemat. Ecol., 15: 285–288.

Geigl E. M., Grange T. 2012: Eurasian wild asses in time and space: morphological versus genaic diversity. Ann. Anat. 194: 88-102.

Gerža M. 2022: Průběžná zpráva z monitoringu flóry Ptačího parku Josefovské louky, Manuskript 4 p.

Gesner C. 1551: Historia animalium Lib. I. de Quadrupibus. 1155 pp.

Gill J. 1999: Zarys fizjologii zubra. Wydawnictvo Severus. Warszawa, 176 pp.

Gill J. 2002: Skutki restytucji zubra, po 70 latach hodowli, na tle innych gatunków zagrozonych homozygotycznościa. Kosmos 51: 483–489.

Goderie R., Kerkdijk-Otten H. 2012: Tauros Project Proposal. Taurus Foundation. Nepublikovaná zpráva. Nepublikováno.

Goderie R., Helmer W., Kerkdijk-Otten H., Widstrand S. 2013: The Aurochs – Born to be Wild – The Comeback of the European Icon. Rood Bont Publishers. 160 pp.

Götherström A., Anderung C., Hellborg L., Elburg R., Smith C., Bradley D. G., Ellegren H. 2005: Cattle domestication in the Near East was followed by hybridization with aurochs bulls in Europe. Proceedings of the Royal Society B 272: 2345–2350.

Grange T., Brugal J.P., Flori L., Gautier M., Geigl E.M. 2018: The evolution and population diversity of bison in Pleistocene and Holocene Eurasia: Sex matters. Diversity 10: 65, doi: 10.3390/d10030065.

Green P. 2013: The free-living ponies within the Exmoor National Park: their status, welfare and future. Exmoor National Park, Somerset, 71 pp.

Grigson C. 1978: The craniology and relationships of four species of Bos. 4. The relationships between *Bos primigenius* Boj. and *B. taurus* L. and its implications for the phylogeny of the domestic breeds. Journal of Archaeological Science 5: 123–152.

Gromova V. I. 1931: Contribution à la connaissance de l'ure (*Bos primigenius* Boj.) de l'Europe orientale et de l'Asie septentrionale. Annuaire du Musée Zoologique de l'Académie des Sciences de l'URSS, Leningrad 32: 293–364.

Groves C. P. 1974: Horses, asses and zebras in the Wild. Davis & Charles (Holdings), London, 192 pp.

Groves C. P. 1994: Morphology, habitat, and taxonomy, pp. 39–59. In: Boyd L. a Houpt K. A. (eds.) 1994. Przewalski´s horse. The history and biology of an endangered species. State University of New York Press, Albany, 313 pp.

Groves C. P. 2002: Taxonomy of Living Equidae, pp. 94–107. In: P. D. Moehlman (ed.) 2002. Equids: zebras, asses and horses. Status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Equid Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, 190 pp.

Groves C. P. 2009: The A-line Przewalski horse. News Biosphere Reserve “Askania Nova”. 11: 97–103.

Groves C. P., Mazák V. 1967: On some taxonomic problems of Asiatic wild asses; with the description of a new subspecies (Perissodactyla; Equidae). Zeitschrift für Säugaierkunde 32: 321–355.

Groves C. P., Willoughby D. P. 1981: Studies on the taxonomy and phylogeny of the genus Equus. 1. Subgeneric classification of the recent species. Mammalia 45: 321–354.

Groves, C. P., Leslie, D. M. Jr. 2011: Family Bovidae (hollow-horned ruminants). In: Wilson D. E., Mittermeier R. A. (eds.) Handbook of the mammals of the World, Vol. 2 – Hoofed mammalsLynx, Barcelona 886 pp.

Groves C. P., Grubb P. 2011: Ungulate Taxonomy. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 317 pp.

Grulich V. & Chobot K. (eds.) 2017: Červený seznam ohrožených druhů. Cévnaté rostliny. Příroda, Praha, 35: 36–42.

Grzimek B. 1972: Le Monde animal en 13 volumes, XIIIéme vol., 344–348. Editions Stauffacher, Paris.

Grzimek B. (ed.) 1975: Grzimek’s Animal Life Encyclopedia, volume 12, Mammals III. Van Nostrand Reinhold, New York.

Guintard C. 1994: L’aurochs reconstitué, un descendant de Bos primigenius? Aurochs. Le Retour. Aurochs, vaches et autres bovins de la préhistoire á nos jours, Lons-le-Saunier, Centre Jurassien du Patrimoine, 179–196 pp.

Guintard C. 1999: On the size of the ure-ox or aurochs (*Bos primigenius* Bojanus, 1827). 7–21 pp. In: Weniger G. C. (ed.) Archäologie und Biologie des Auerochsen (dt. und engl.). Wissenschaftliche Schriften des Neandertal Museums Bd. 1, Mettmann, 200 pp.

Guo L. B., Gifford R. M. 2002: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology 8: 345–360.

Guthrie R. D. 1990: Frozen Fauna of the Mammoth Steppe. The story of Blue Babe. The University of Chicago Press, Chicago and London, 323 pp.

Guthrie R. D. 2005: The Nature of Paleolithic Art. The University of Chicago Press, Chicago and London, 508 pp.

Guthrie R. D., Stoker S. 1990: Paleoecological significance of mummified remains of Pleistocene horses from the North Slope of the Brooks Range, Alaska. Arctic 43: 267–274.

Hampson B. A., Morton J. M., Mills P. C., Trotter M. G., Lamb D. W., Pollitt C. C. 2010: Monitoring distances travelled by horses using GPS tracking collars. Australian Veterinary Journal 88: 176–181.

Harrington C. R. 2002: Yukon horse. Beringian Research Notes 14: 1–4.

Hassanin A., Delsuc F., Ropiquet A., Hammere C., van Vuuren B. J., Matthee C., Ruiz-Garcia M., Catzeflis F., Areskoug V., Nguyen T. T., Couloux A. 2012: Pattern and timing of diversification of

Cetartiodactyla (Mammalia, Laurasiatheria), as revealed by a comprehensive analysis of mitochondrial genomes. Comptes Rendus Biologies 335: 32–50.

Heck H. 1936: Die letzten und die ersten Urpferde. Das Tier und Wir. June 1936.

Heck H. 1951: The Breeding-Back of the Aurochs. Oryx 1: 117.

Heck L. 1954: Animals, my adventure. Methuen, 170 pp.

Hejcman M., Hejcmanová P., Stejskalová M., Pavlů V. 2014: Nutritive value of winter-collected annual twigs of main European woody species, mistletoe and ivy and its possible consequences for winter foddering of livestock in prehistory. The Holocene 24: 659–667.

Hejcmanová M., Stejskalová M., Hejcman M. 2013: Forage quality of leaf-fodder from the main broad-leaved woody species and its possible consequences for the Holocene development of forest vegetation in Central Europe. Vegetation History and Archaeobotany 23: 607–612.

Heptner V. G., Nasimovich A. A. a Bannikov A. G. 1961: Mammals of the Soviet Union Volume I: Artiodactyla and Perissodactyla. Amerind Publishing, New Delhi.

Heptner V. G., Nasimovich A. A., Bannikov A. G. 1988: Mammals of the Soviet Union. Vol. I – Artiodactyla and Perissodactyla. Smithsonian Institution Libraries and The National Science Foundation, Washington D.C., xxvii+1147 pp.

Herodotos. 1890: The History of Herodotus, parallel English/Greek, tr. G. C. Macaulay, Macmillan, London and NY, 397 pp.

Heymanowski K. 1972: The last mainstay of aurochs and the organization of their protection in the light of contemporary documents. Sylwan 116: 9–28.

Hofman-Kamińska E., Kowalczyk R. 2012: Farm crops depredation by European bison (*Bison bonasus*) in the vicinity of forest habitats in northeastern Poland. Environmental Management 50: 530–541.

Hofman-Kamińska E., Bocherens H., Drucker D. G., Fyfe R. M., Gumiński W., Makowiecki D., Pacher M., Piličiauskienė G., Samojlik T., Woodbridge J., Kowalczyk R. 2019: Adapt or die – Response of large herbivores to environmental changes in Europe during the Holocene. Global Change Biology 25: 2915–2930.

Hofmann R. 1978: Wildbiologische Information für den Jäger. Jagd Hege Verlag. St. Gallen, 1–142.

Holečková D., Dousek J. 2006: Doporučení ústřední komise pro ochranu zvířat – Podmínky chovu savců volně žijících druhů v zajetí, 3. vydání, Ministerstvo zemědělství, Dvůr Králové, 72 pp.

Horáček I., Ložek, V., Svoboda, J., Šajnerová A., 2002: Přírodní prostředí a osídelní krasu v pozdním paleolitu a mezolitu, pp. 313–354 In: Svoboda, J. (ed.): Prehistorické jeskyně: katalogy, dokumenty, studie. AÚ AV ČR Brno, 406 pp.

Hosák L., Šrámek L. 1980: Místní jména na Moravě a ve Slezsku II. Academie, Praha. 962 pp.

Hovens H., Rijkers T. 2013: On the origins of the Exmoor pony: did the wild horse survive in Britain? Lutra 56: 129–136.

Hubbell D. 2022: The Once-Extinct Aurochs May Soon Roam Europe Again, Atlasobscura.com, January 26, 2022: https://www.atlasobscura.com/articles/aurochs-rewilding

Chobot K., Němec M. (eds) 2017: Červený seznam ohrožených druhů České republiky: obratlovci. Příroda (34), Praha, 181 p.

Chytrý M. (ed.) 2007: Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.

Chytrý M. (ed.) 2009: Vegetace České republiky 2. Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha.

Chytrý M. (ed.) 2011: Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha.

Chytrý M. (ed.) 2013: Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds.) 2001: Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 304 pp.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds.) 2001: Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 304 pp.

Isberg O. 1962: Uroxen (*Bos primigenius L.)* i Sverige. Geologiska Föreningen i Stockholm Förhandlingar 84: 416–518.

Jaczewski Z. 1958: Reproduction of the European bison, *Bison bonasus* (L.) in reservs. Acta Theriologica, 1: 333–376.

Jansen T., Forster P., Levine M. A., Oelke H., Hurles M., Renfrew C., Weber J., Olek K. 2002: Mitochondrial DNA and the origins of the domestic horse. PNAS 99: 10905–10910.

Jaroszewicz B, Pirożnikow E a Sagehorn R. 2009: Endozoochory by European bison (*Bison bonasus*) in Białowieża Primeval Forest across a management gradient. Forest Ecology and Management 258: 11–17.

Jepson P., Blythe C. 2020: Rewilding: The Radical New Science of Ecological Recovery. Icon Books Ltd, Cambridge, UK, 176 p.

Jewell P. A. 1962: Changes in size and type of cattle from prehistoric to mediaeval times in Britain. Zeitschrift für Tierzüchtung und Züchtungsbiologie 77: 159–167.

Jersáková J., Kindlmann P. 2004: Zásady péče o orchidejová stanoviště. Kopp, České Budějovice, 119 pp.

Jirků M. 2021: Prvotní hřích lidstva: extinkce megafauny. Živa (5): 268–273.

Jirků M. 2022: Historical and geographical distribution. In: Olech W., Perzanowski K. (eds): European Bison (*Bison bonasus*) Strategic Species Status Review 2020. IUCN SSC Bison Specialist Group and European Bison Specialist Group, pp. 9–20. https://www.iucn.org/commissions/ssc-groups/mammals/mammals-a-e/bison

Jirků M., Dostál D. 2018: History and future of European bison breeding in the Czech Republic. European Bison Conservation Newsletter 11: 5–18.

Jirků D., Hais M., Jirků M. 2020a: Osud vojenských prostorů: krajiny protékající mezi prsty. Živa (5): 265–267.

Jirků D., Hais M., Jirků M. 2020b: Vojenské prostory: příroda mezi lesem a „nelesem“. Živa (6): 293–296.

Kaagan L. M. 2000: The horse in late Pleistocene and Holocene Britain. Department of Biology. University College London, 432 pp.

Kaczensky P., Ganbaatar O., Von Wehrden H., Walzer C. 2008: Resource selection by sympatric wild equids in the Mongolian Gobi. Journal of Applied Ecology 45: 1762–1769.

Kadlec T., Vrba P., Kepka P., Schmitt T., Konvička M. 2010: Tracking the decline of once-common butterfly: delayed oviposition, demography and population genetics in the Hermit, Chazara briseis. Animal Conservation 13: 172–183.

Kazmin V. D., Arbuzova M. V. a Zembatova A. A. 1992: Travjanistaja rastitel'nost v zimnem pitanii kavkazsko-belovezhskih zubrov na pastbishchnom hrebte Centralnogo Kavkaza. Ohrana i izuchenie redkih i izchezajushchih vidov zhivotnykh v zapovednikah. CNIL okhotnich'ego khozjajstva i zapovednikov, Moskva, p. 21–28.

Kazmin V. D. a Smirnov K. A. 1992: Zimnee pitanie, kormovye resursy i troficheskoe vozdeistvie zubra na lesnye fitocenozy Tsentral'nogo Kavkaza. Byulleten' Moskovskogo obshchestva ispytatelei prirody, Otdel biologicheskii 97, 2: 26–35.

Kêdzierska Z. 1959: Lustracje Województwa Rawskiego 1564 i 1570. PAN, Instytut Historii, Warszawa.

Kemp Y. 2015: Habitat use of European bison in coastal dune ecosystem Kraansvlak, the Netherlands. 13th International Conference of the European Bison Friends Society, Wisent in the forests of Pszczyna – 150 years of breeding, Pszczyna, Poland September 10–11th, 2015.

Keppen F. P. 1896: Istorii tarpana v Rossii [History of Tarpan in Russia] Zhurnal Ministerstva Narodnogo Prosveshcheniya, yanvar, pp. 96–171.

Kerley G. I. H., Kowalczyk R., Cromsigt J. P. G. M. 2012: Conservation implications of the refugee species concept and the European bison: king of the forest or refugee in a marginal habitat? Ecography 35: 519–529.

Kholodova M. W., Belousova I. P. 1989: Consumption and assimilation of nutrient substances and energy by Bison bonasus. Zoologicheskii Zhurnal 68,12: 107–117.

Kholodova M. W., Belousova I. P. 1993: The study of fooder's assimilation effectiveness and energy by European and American Bison in main breeding centre of Prioksko-terrasny Biosphere Reserve. In: Belousova I. P. (ed.): Kvoprosu o vozmozhnosti sokhraneniya zubra v Rossii. Russian Academy of Sciences, Pushchino: 85–90+117.

Kingdon J. 1979: East African Mammals: An Atlas of Evolution in Africa, Volume III (B). Academic Press, London, 404 pp.

Kiseleva E. G. 1969: Breeding of the Caucasus-Białowieża European bison in the Okski Reservation. Postępy Restytucji Żubra. Materiały III Konferencji Polsko-Radzieckiej Białowieża-Kamieniuki 18–21 kwietnia 1967 r.: 233–249.

Kitchener A. C., Doune J. 2012: A record of the aurochs, *Bos primigenius*, from Morayshire. The Glasgow Naturalist 25: Part 4.

Klingel H. 1967: Soziale Organisation und Verhalten freilbender Steppenzebras (*Equus quagga*). Zeitschrift für Tierpsychologie 24: 580–624.

Kyselý R., Peške L. 2016: Horse size and domestication: Early equid bones from the Czech Republic in the European context. Anthropozoologica 51: 15-39. http://dx.doi.org/10.5252/az2016n1a2

van Klink R., van der Plas F., van Noordwijk C. G. E., WallisDeVries M. F., Olff H. 2014: Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. Biological Reviews 90: 347–366.

Kobryńczuk F. 1985: The influence of inbreeding on the shape and size of the skeleton of the European bison. Acta Theriologica 30: 379–422.

Koenigswald W. V., Menger F. 2002: Ein ungewöhnlich großer Schädel vom Auerochsen (*Bos primigenius*) aus dem letzten Interglazial von Groß-Rohrheim bei Darmstadt. Eiszeitalter und Gegenwart 51, Hannover, 67–73 pp.

Konvička M., Čížek L., Beneš J. 2004: Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc, 79 pp. [Threatened insects of lowland forests: Conservation and Management], textbook in Czech.

Konvička M., Beneš J., Čížek L. 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management Sagittaria, Olomouc, 127 pp. [Threatened insects of non-forest habitats: Conservation and Management], textbook in Czech.

Konvička M., Novák J., Beneš J., Fric Z., Bradley J., Keil P., Hrček J., Chobot K., Marhoul P. 2008a: The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: habitat use, demography and site management. Journal of Insect Conservation 12: 549–561.

Konvička M., Kadlec T. 2011: How to increase the value of urban areas for butterfly conservation? A lesson form Prague nature reserves and parks. European Journal of Entomology 108: 219–229.

Korniljewa L. A. 1983: Einige Angaben zur Fortpflanzung turkmenischer Kulane (*Equus hemionus Pall.*) in Leningrader Zoopark. Zool. Garten N. F. 53: 320–322.

Korochkyna L. N. 1969: Vidovoj sostav lesnoj travjanistoj rastitelnosti v pitanii zubrov Belovezhskoj Pushchi. Beloveuhskaja Pusjcha Issled. 3: 204–221.

Korochkyna L. N. 1972: Travjanistaja rastitelnost v pitanii zubrov Belovezhskoj Pushchi. Beloveuhskaja Pusjcha Issled. 6: 110–124.

Koubek P., Červený J. a Silovský V. 2002: Možnosti zapojení NP Šumava do evropské iniciativy záchrany zubra (Bison bonasus). Ústav biologie obratlovců, Akademie věd ČR Brno, Národní park Šumava, 25 pp.

Kovář P. 2012. Co sdílejí mravenci s rostlinami – je myrmekofilie významná pro utváření ekosystémů? Živa (4): 205–209.

Kowalczyk J., Gepczynska Z., Krasińska M. 1976: The digestibility of nutriens of natural diet by European bison in different sesons. Acta Theriologica, 21: 141–146.

Kowalczyk R., Taberlet P., Coissac E., Valentini A., Miquel C., Kamiński T. a Wójcik J. M. 2011: Influence of management practices on large herbivore diet – Case of European bison in Bilowieza Primeval Forest (Poland). Forest Ecology and Management 261: 821–828.

Kowalczyk R., Krasińska M., Kamiński T., Gorny M., Strus P., Hofman-Kamińska E., Krasiński Z. 2013: Movements of European bison (*Bison bonasus*) beyond the Białowieza Forest (NE Poland): range expansion or partial migrations? Acta Theriologica 58: 391–401.

Kozlo P. 2013: Analysis of reintroduction and formation of European bison populations in Belarus. European Bison Conservation Newsletter 6: 21–35.

Krasińska M. 1971a: Hybridisation of European bison with domestic cattle. Part VI. Acta Theriologica, 16: 413–422.

Krasińska M., Krasiński Z. 1995: Composition, group size and spatial distribution of European bison bulls in Bialowieza Forest. Acta Theriologica, 40: 1–21.

Krasińska M., Krasiński Z. 2007: European Bison: The Nature Monograph. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, 317 pp.

Krasińska M., Krasiński Z. 2010: Przebieg i dyspersja choroby nekrotycznego zapalenia napletka samców zubrów na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 29: 107–128.

Krasińska M., Pucek Z. 1967: The state of studies on hybridisation of European bison and domestic cattle. Acta Theriologica, 12: 385–389.

Krasińska M., Caboń-Raczyńska K. a Krasiński Z. A. 1987: Strategy of habitat utilization by European bison in the Białowieża Forest. Acta Theriologica 32: 147–202.

Krasińska M. a Krasiński Z, a Bunevich A. N. 1997: Diferentiation of the size of mixed group of European bison populations depending on the habitat utilised in Bialowieza Forest. Parki Narodowe Rez. Przyr. 16: 55–66.

Krasińska M., Krasiński Z., Bunevich A. N. 2000: Factors affectings the variability in home range size and distribution in European bison in the Polish and Belarussian parts of Bialowieza Forest. Acta Theriologica 40: 1–20.

Krasiński Z. 1967: Free living European bison. Acta Theriologica, 12: 391–405.

Krasiński Z. 1969: Obserwacia nad wolna populacja zubrow w Puszczy Bialowieskiej. I.: zborník referatov Postepyn restytucji zubra. Warszawa, Panstwowe wydawnicwo naukowe.163 pp.

Krasiński Z. 1978: Dynamics and structure of the European population in Bialowieza Forest. Acta Theriologica 23: 13–48.

Krasiński Z. 1999a: The European bison forest emperator. Bialowieski Park Narodowy, 24 pp.

Krasiński Z. 1999b: The European bison show reserve. Bialowieski Park Narodowy, 24 pp.

Krasiński Z. A. a Krasińska M. 1992: Free ranging European bison in Borecka Forest. Acta Theriologica 37: 301–317.

Krasiński Z. A. a Krasińska M. 1994: Performance of European bison population in the Borecka Forest. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 4: 89–106.

Krasiński Z., Krasińska M. 2004: Zubr. Monografia przyrodnicza. Warszawa-Bialowieza, 312 pp.

Krasiński Z. A., Bunevich A. N. a Krasińska M. 1994: Characteristics of the European bison populations in the Polish and Belarussian parts of the Białowieża Forest. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 13, 4: 25–67.

Krasiński Z. A., Krasińska M. a Bunevich A. N. 1999: Free-ranking populations of Lowland European bison in the Bialowieza Forest. Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody 18: 23–75.

Krasiński Z., Racziński J. 1967: The reproduction biology of European bison living in reserves and in freedom. Acta Theriologica, 12: 407–444.

Kratochvíl Z. 1973: Der Fund von Equus (hydruntinus) hydruntinus (Regalia, 1907) und anderer Säuger aus dem südmährischen Neolithikum. Slov. Archeol. 21: 195–210.

Kratochvíl Z. 1985: Tierknochenfunde aus Olomouc und Ivančice (I.). Acta Sc. Nat. Brno, 19(8): 1–40.

Krause H. 1997: The mammoth and the flood Vol. 3. Stuttgart, 177 pp.

Krüger K., Gaillard C., Stranzinger G., Rieder S. 2005: Phylogenaic analysis and species allocation of individual equids using microsatellite data. J. Anim. Breed. Gena. 1:78–86.

Kuemmerle T., Radeloff V. C., Perzanowski K., Kozlo P., Sipko T., Khoyetskyy P., Bashta A., Chikurova E., Parnikoza I., Baskin L., Angelstam P. a Waller D. M. 2011: Predicting potential European bison habitat across its former range. Ecol Appl. 2011 Apr; 21(3): 830–43.

Kuemmerle T., Hickler T., Olofsson J., Schurgers G., Radeloff V. C. 2012: Reconstructing range dynamics and range fragmentation of European bison for the last 8000 years. Diversity and Distributions 18: 47–59.

Kurtén B. 1968: Pleistocene mammals of Europe. Weidenfeld and Nicolson, London, 317 pp.

Kuzmina I. E. 1997: Horses of North Eurasia from the Pliocene to the Holocene. Proceedings of the Zoological Institute, Russian Academy of Sciences 273: 1–224 [in Russian with English abstract].

Kyselý R. 2003: Savci (Mammalia) z raně středověkého hradu Stará Boleslav (střední Čechy). In: Boháčová I. (ed.) Stará Boleslav. Přemyslovský hrad v raném středověku, Mediaevalia archaeologica 5: 311–334.

Kyselý R. 2004: Zvířecí kosti z archeologických výzkumů na Vyšehradě. 478–577 pp. In: Nechvátal B. (ed.) Kapitulní chrám svatého Petra a Pavla na Vyšehradě. Archeologický výzkum. Citadela, Praha.

Kyselý R. 2005: Archeologické doklady divokých savců na území ČR v období od neolitu po novověk. Archaeological evidence of wild mammals in the Czech Republic from the Neolithic to Modern times. Lynx, 36, 55–101.

Kyselý R. 2008a: Rozbor zvířecích kostí z řivnáčského horizontu lokality Dänemark (okr. Kutná Hora, ČR). In.: Zápotocký M., Zápotocká M. (eds.) Výšinná sídliště středního eneolitu 3200–2800 př. n. l. Kutná Hora – Dänemark. Památky archeologické Supplementum 18.

Kyselý R. 2008b: Aurochs and potential crossbreeding with domestic cattle in Central Europe in the Eneolithic period: A metric analysis of bones from the archaeological site of Kutná Hora-Denemark (Czech Republic). Anthropozoologica 43: 7–37.

Kyselý R. 2012: Paleoekonomika lengyelského období a eneolitu Čech a Moravy z pohledu archeozoologie (The Palaeoeconomy of the Bohemian and Moravian Lengyel and Eneolithic Periods from the Perspective of Archaeozoology). Památky archeologické CIII: pp. 5–70.

Kyselý R. a Meduna P. 2009: O zvířeti velkém jako slon, mezi jehož rohy si mohou sednout tři muži. Pratur ve středověku Čech a Moravy – historická a archeozoologická analýza. Památky archeologické 100: 241–260.

Kyselý R. a Peške L. 2022: New discoveries change existing views on the domestication of the horse and specify its role in human prehistory and history – a review. Archeologické rozhledy LXXIV: 299–345. doi.org/10.35686/AR.2022.13

Lasota-Moskalewska A., Kobryń H. 1990: The size of aurochs skeletons from Europe and Asia from in the period from the Neolithic and the Middle Ages. Acta Theriologica 35: 89–109.

Lauwerier R. C. G. M. 1988: Animals in Roman times in the Dutch eastern river area. Nederlandse Oudheden 12. Project Oostelijk Rivierengebied 1. ROB – Amersfoort.

Lehnen A., Busse H. J., Frolich K., Krasinska M., Kämpfer P. a Speck S. 2006: Arcanobacterium bialowiezense sp. nov. and Arcanobacterium bonasi sp. nov., isolated from the prepuce of European bison bulls (*Bison bonasus*) suffering from balanoposthitis, and emended description of the genus Arcanobacterium. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology 56: 861–866.

Leiský O. 2000: Zpráva o záchrane a chovu huculského kone. Nika, č.1: 24.

Leithner von O. 1927: Der Ur. Berichte der Internationalen Gesellschaft zur Erhaltung des Wisents, Band II, Heft 1 und 2: 1–139.

Lengerken von H. 1955: Ur, Hausrind und Mensch. Wissenschaftliche Abhandlungen, 14. Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Berlin, 191 pp.

Lever C. 1985: Naturalized mammals of the World. London and New York: Longman, 514 pp.

Librado P., Khan N., Fages A., Kusliy M. A., Suchan T., Tonasso-Calvière L., Schiavinato S., Alioglu D., Fromentier A., Perdereau A., Aury J., Gaunitz Ch., Chauvey L., Seguin-Orlando A., Der Sarkissian C., Southon J., Shapiro B., Tishkin A. A., Kovalev A. A., Alquraishi S., Alfarhan A. H., Al-Rasheid K. A. S., Seregély T, Klassen L…Kyselý R., Peške L…Orlando L. 2021: The origins and spread of domestic horses from the Western Eurasian steppes. Nature 598: 634–640.

Lickiewicz A. 2012: Żubry w Pusczy Knyszyńskiej – rozwój populacji i wykorzystanie przestrzeni. Prezentace v rámci workshopu, Białystok 23.03.

Linnaeus C. 1758: Systema naturae per regna tria naturae: secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. 1 (10th ed.). Holmiae (Laurentii Salvii). p. 73.

Lipiński D., Przystałowska H., Szalata M., Zeyland J., Wielgus K., Frąckowiak H., Dzieduszycki A. M., Ryba M. S., Słomski R. 2011: Biotechnology in the restoration of extinct animal species. An analysis of genomic and mitochondrial DNA of aurochs. BioTechnologia – Journal of Biotechnology, Computational Biology and Bionanotechnology. 92: 13–21.

Lippold S., Knapp M., Kuznetsova T., Leonard J. A., Benecke N., Ludwig A., Rasmussen M., Cooper A., Weinstock J., Willerslev E., Shapiro B., Hofreiter M. 2011: Discovery of lost diversity of paternal horse lineages using ancient DNA. Nature Communications 2:450 doi: 10.1038/ncomms1447.

Lopez-Bao J. V., Sazatornil V., Llaneza L., Rodriguez A. 2013: Indirect Effects on Heathland Conservation and Wolf Persistence of Contradictory Policies that Threaten Traditional Free-Ranging Horse Husbandry. Conservation Letters 6: 448–455.

Lorimer J., Sandom C., Jepson P., Doughty C. E., Barua M., Kirby K. J. 2015: Rewilding: Science, Practice, and Politics. Annual Review of Environment and Resources, 40: 39-62. DOI:10.1146/annurev-environ-102014-021406.

Ludwig A., Pruvost M., Reissmann M., Benecke N., Brockmann G. A., Castaños P., Cieslak M., Lippold S., Llorente L., Malaspinas A. S., Slatkin M., Hofreiter M. 2009: Coat color variation at the beginning of horse domestication. Science 324: 485–485.

Lugato, E., Panagos P., Bampa F., Jones A., Montanarella L. 2014: A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. Glob. Chang. Biol. 20,313-326.

Lusis J. A. 1943: Striping patterns in domestic horses. Genetica 23: 31–62.

Lynch A. H., Hamilton J., Hedges R. E. M. 2008: Where the wild things are: aurochs and cattle in England. Antiquity 82: 1025–1039.

Łukaszewicz K. 1952: Tur. Ochrona przyrody 20: 1–32.

Malhi Y., Lander T., le Roux E., Stevens N., Macias-Fauria M., Wedding L., Girardin C., Kristensen J.A., Sandom C.J., Evans T.D., Svenning J., Canney S. 2022: The role of largewild animals in climate change mitigation and adaptation. Current Biology 32: R181–R196.

Marx C., Sternschulte A. 2002: „… so frei, so stark …“ Westfalens wilde Pferde. Klartext, Essen, 270 pp.

Matějů J., Nová P., Uhlíková J. 2007: Záchranný program sysla obecného v ČR. Ochrana přírody 62: 16–20.

Markova A. K., Smirnov N. G., Kozharinov A. V., Kazantseva N. E., Simakova A. N., Kitaev L. M. 1995. Late Pleistocene distribution and diversity of mammals in Northern Eurasia (PALEOFAUNA database). Paleontologia i Evolució 28-29:5–143.

Massilani D., Guimaraes S., Brugal J. P., Bennett E. A., Tokarska M., Arbogast R. M., Baryshnikov G., Boeskorov G., Castel J. C., Davydov S., Madelaine S., Putelat O., Spasskaya N. N., Uerpmann H. P., Grange T., Geigl E. M. 2016: Past climate changes, population dynamics and the origin of Bison in Europe. BMC Biology 14: 93, doi: 10.1186/s12915-016-0317-7.

Maurer A, Weyand A., Fischer M., Stocklin J. 2006: Old cultural traditions, in addition to land use and topography, are shaping plant diversity of grasslands in the Alps. Biological Conservation, 130: 438–446.

Mellars P. 1994: The Upper Palaeolithic revolution. pp. 42–78. In: Cunliffe B. (ed.) The Oxford Illustrated Prehistory of Europe. Oxford University Press, Oxford.

Merta L., Zavadil V., Sychra J. 2016: Atlas rozšíření velkých lupenonožců České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 111 p.

Mielke V. 1999: Das Futteraufnahmeverhalten von Przewalskipferden unter seminatürlichen Haltungsbedingungen. [PhD Thesis.] – 150 p., Free University of Berlin, Germany.

Michálek B. 2022: Neuvěřitelné hnízdění pod kopyty koní a další čejčí příběhy z ptačích parků. Publikováno 10.5.2022: https://www.birdlife.cz/neuveritelne-hnizdeni-pod-kopyty-koni-a-dalsi-cejci-pribehy-z-ptacich-parku/

Mitchell F. J. G., Kirby K. J. 1990: The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British Uplands. Forstry 63: 333–353.

Mládek J., Pavlů V., Hejcman M., Gaisler J. 2006: Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích. VÚRV Praha, 104 pp.

Moehlman P. D., Shah N., Feh C. 2008: Equus hemionus. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 18 May 2015.

Mona S., Catalano G., Lari M., Larson G., Boscato P., Casoli A., Sineo L., Di Patti C., Pecchioli E., Caramelli D., Bertorelle G. 2010: Population dynamic of the extinct European aurochs: genetic evidence of a north-south differentiation pattern and no evidence of post-glacial expansion. BMC Evolutionary Biology 10:83 doi:10.1186/1471-2148-10-83.

Monard A. M., Duncan P. 1996: Consequences of natal dispersal in female horses. Animal Behaviour 52: 565–579.

Mohr E. 1959: Das Urwildpferd. Die Neue Brehm-Bücherei, A. Ziemsen. Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.

Mohr E. 1967: Bemerkungen zum Erscheinungsbild von *Equus przewalskii* Poljakov, 1881. Equus 1: 350–396.

Mohr E. 1971: The Asiatic Wild Horse. 2nd edition. J.A. Allen and Co., London, 124 pp.

Morris M. G. 2000: The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. Biological Conservation 95: 129–142.

Murray J. 1970: The first European agriculture, a study of the osteological and botanical evidence until 2000 BC. Edinburgh University Press, Edinburgh.

Musil R. 1987: Vznik, vývoj a vymírání savců. Academia, Praha, 294 pp.

Namtar E. 2010: The report of the mission in National Park Gobi B in April 2010. Equus 17–21.

Nehring A. 1900: Das Horn eines *Bos primigenius* aus einem Torfmoore Hinterpommerns. Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin 16 Januar: 1–10.

Nobis G. 1971: Vom Wildpferd zum Hauspferd. Koin: Bohlau Verlag, 96 pp.

Noe-Nygaarda N. Priceb T. D., Hedea S. U. 2005: Diet of aurochs and early cattle in southern Scandinavia: evidence from 15N and 13C stable isotopes. Journal of Archaeological Science 32: 855–871.

Novotný D., Konvička M. 2010: Podaří se zachránit okáče bělopásného? Živa 58: 174–175.

Nowak R. M. 1991: Walker's Mammals of the World, Volume II. 5th Edition. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.

Olech W. 1987: Analysis of inbreeding in European bison. Acta Theriologica, 32: 373–386.

Olech W. 1989: The participation of ancestral genes in the existing population of European bison. Acta Theriologica, 34. 397–407.

Olech W., Perzanowski K. (eds.) 2022: European Bison (Bison bonasus) Strategic Species Status Review 2020. IUCN SSC Bison Specialist Group and European Bison Specialist Group. Available at https://www.iucn.org/commissions/ssc-groups/mammals/mammals-a-e/bison

Olsen S. L. 1996: Horse hunters of the Ice Age. pp. 35–56. In: Olsen S. L. (ed.) Horses through Time. Boulder, CO: Roberts Rinehart.

Orlando L., Mashkour M., Burke A., Douady C. J., Eisenmann V., Häni C. 2006: Geographic distribution of an extinct equid (*Equus hydruntinus*: Mammalia, Equidae) revealed by morphological and genetical analyses of fossils. Molecular Ecology 15: 2083–2093.

Orlando L., Metcalf J. L., Alberdi M. T. et al. 2009: Revising the recent evolutionary history of equids using ancient DNA. Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am., 106: 21754–21759.

Outram A. K., Stear N. A., Bendrey R., Olsen S., Kasparov A., Zeibert V., Thorpe N., Evershed R. P., 2009: The earliest horse harnessing and milking. Science 323: 1332–1335.

Pan Y. D., Richard A Birdsey R. A., Fang J., Houghton R. A., Kauppi P., Kurz W. A., Phillips O. L., Shvidenko A., Lewis S., Canadell J. G., Ciais P., Jackson R. B., Pacala S. W., McGuire A. D., Piao S., Rautiainen A., Sitch S., Hay D., 2011: A large and persistent carbon sink in the world's forests. Science 333, 988–993.

Pandolfi L., Petronio C., Salari L. 2011: *Bos primigenius* Bojanus, 1827 from the Early Late Pleistocene deposit of Avetrana (Southern Italy) and the variation in size of the species in Southern Europe: Preliminary report. Journal of Geological Research. doi:10.1155/2011/245408.

Park S. D. E., Magee D. A., McGettigan P. A., Teasdale M. D., Edwards C. J., Lohan A. J., Murphy A., Braud M., Donoghue M. T., Liu Y, Chamberlain A. T., Rue-Albrecht K., Schroeder S., Spillane C., Tai S., Bradley D. G., Sonstegard T. S., Loftus B. J., MacHugh D. E. 2015: Genome sequencing of the extinct Eurasian wild aurochs, *Bos primigenius*, illuminates the phylogeography and evolution of cattle. Genome Biology 16: 234, DOI 10.1186/s13059-015-0790-2.

Pastor J., Moen R., Cohen Y. 1997: Spatial heterogeneities, carrying capacity, and feedbacks in animal-landscape interactions. Journal of Mammalogy 78: 1040–1052.

Paustian K., Collins H. P., Paul E. A. 1997: Management controls on soil carbon, pp. 15–49. In: Paul E. A., Paustian K., Elliot E. T., Cole C. V. (eds) Soil organic matter in temperate agroecosystems. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Pavlíková A., Konvička M. 2012: An ecological classification of Central European macromoths: habitat associations and conservation status returned from life history attributes. Journal of Insect Conservation 16: 187–206.

Pčola Š. 2007: Program záchrany zubra hrivnatého (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758). Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky Banská Bystrica. 23 pp.

Pčola Š., Adamec M. a Pčola Š. jr. 2006: Reintordukcja zubra (*Bison bonasus*) w Parku Narodowym Poloniny. In: Olech W. (ed): Perspektywy rozwoju populacji zubrów. Pszczyna, 118 pp.

Peške L. 1977: Zpráva o rozboru osteologického materiálu – Černý Vůl (Praha-západ), Přemýšlení (Praha-východ), Mlékojedy (Litoměřice), čj. 1908/77. Nepublikovaná zpráva, Archiv nálezových zpráv Archeologického ústavu AV ČR, Praha, 3 pp.

Peške L. 1985: Domácí a lovná zvířata podle nálezů na slovanských lokalitách v Čechách. Sborník Národního Muzea, Historie 39: 209–216.

Peške L. 1986: Domesticated horses in Lengyel cultur? pp. 221–226. In: Cropovský B., Freisinger H. (eds.) Internationales Symposium über die Lengyel-Kultur, Nové Vozokany. Archeologický ústav Slovenské akademie věd, Institut für ur- und Frühgeschichte der Universität Wien, Nitra-Wien, 356 pp.

Peške L. 1987: Osteologické nálezy ze sídlištního komlexu Bohnice-Podhoří. In: Fridrichová M. (ed.) Bylanská kultura ve středních Čechách. Nepubl. kandidátská práce, FF UK Praha, 233 pp.

Perdíková Z. 2006: Telemetrické sledovanie zubra hrivnatého (*Bison bonasus*) v NP Poloniny. Diplomová práca. Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica. 87 pp.

Perzanowski K. a Paskiewicz R. 2000: Restytucia i wspolczesny stan populacji zubrow w Bieszczadach. Monografie Bieszczadzkie 9: 219–229.

Petersen J. L., Mickelson J. R., Cothran E. G., Andersson L. S., Axelsson J., Bailey E., Bannasch D., Binns M. M., Borges A. S., Brama P. 2013: Genetic Diversity in the Modern Horse Illustrated from Genome-Wide SNP Data. PLoS ONE 8: e54997. doi:10.1371/journal.pone.0054997.

Petr J. 2003: Klon tura bantenga - http://www.osel.cz/index.php?clanek=272.

Pickeralová T. 2004: Encyklopedie koní a poníků. Nakladatelství Slovart, Praha, 384 pp.

Plesník J. 2001: Příbuzenská plemenitba zvyšuje náchylnost zubrů k chorobám. Ochrana přírody, 56(8): 236.

Pluháček J., Bartoš L., Čulík L. 2006: High ranking mares of captive plains zebra *Equus burchellii* have greater reproductive success than low ranking mares. Appl. Anim. Behav. Sci. 99:315–329.

Plumb G., Kowalczyk R., Hernandez-Blanco J. A. 2020: *Bison bonasus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T2814A45156279. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T2814A45156279.en. Accessed on 19 April 2022.

Pohle C. 1972: Statistisches zur Haltung von Halbeseln (*Equus hemionus*) in Tiergärten. Zool. Garten 42: 189–203.

Pokorný P. 2011: Neklidné časy. Dokořán, Praha, 369 pp.

Pouzar F. 2013: Vliv různého hospodaření na produkci a strukturu biomasy v povodí Jenínského potoka (Dolní Dvořiště). Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Prummel W., Niekus M. J. L. Th., van Gijn A. L., Cappers R. T. J. 2002: A Late Mesolithic kill site of aurochs at Jardinga, Netherlands. Antiquity 76: 413–424.

Pruvost M., Bellonec R., Benecke N., Sandoval-Castellanos E., Cieslak M., Kuznetsova T., Morales-Muñiz A., O'Connor T., Reissmann M., Hofreiter M., Ludwig A. 2011: Genotypes of predomestic horses match phenotypes painted in Paleolithic works of cave art. PNAS 108: 18626–18630.

Pucek Z. (ed.). 1981: Keys to vertebrates of Poland. Mammals. PWN, Waršava, 367 pp.

Pucek Z. 1986: *Bison bonasus* (Linnaeus, 1758) – Wisent. 278–315. In: Niethammer J. a Krapp F. 1986: Handbuch der Säugetiere Europas. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Pucek Z. 1991: History of the European bison and problems of its protection and management. In: B. Bobek, K. Perzanowski a W. Regelin (eds.): Global trends in wildlife management. Trans. 18th IUGB Congress, Kraków 1987. Świat Press, Kraków-Warszawa: 19–39.

Pucek Z., Belousova I. P., Krasiński Z. A., Krasińska M., Olech W. 2002: European bison Current state of the species and an action plan for its conservation. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, 2002, 40 pp.

Pucek Z. (ed.); Pucek Z., Belousova I. P., Krasińska M., Krasiński A. a Olech W. (comps.). 2004: European bison. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bison Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ix + 54 pp.

Racziński J. 1975: Progress in breeding European bison in captivity. Pp. 253–262. In: Martin R. D. (ed): Breeding endangered species in captivity. Academic Press London, New York, San Francisco.

Raczyński J. (ed) 1993: European bison pedigree book 1987-1991. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 108 p.

Raczyński J. (ed) 1993: European bison pedigree book 1997. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 55 p.

Raczyński J. (ed) 2011: European bison pedigree book 2010. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 71 p.

Raczyński J. (ed) 2022: European bison pedigree book 2021. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 86 p.

Radwan J., Demiaszkiewicz A. W., Kowalczyk R., Lachowicz J., Kawałko A., Wójcik J. M., Pyziel A. M. a Babik W. 2010: An evaluation of two potential risk factors, MHC diversity and host density, for infection by an invasive nematode Ashworthius sidemi in endangered European bison (*Bison bonasus*). Biological Conservation 143: 2049–2053.

Rákosová V. 2011: Kvartérní vývoj koňovitých v ČR. Bakalářská práce. [Quaternary evolution of horses in CR. BSc. Thesis, in Czech.] – 41 p., Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav geologie a paleontologie, Praha. Rees L. 1992: Horse Sense. BBC Wildlife 10: 34–42.

Rašek V. A. 1964: Razmnoženie kulana (*Equus hemionus onager* Boddara) na ostrove Barsa-Kelmes (Aralskoe more). Věstník čsl. Spol. Zool. 28: 89–95.

Rautian G. S., Kalabushkin B. A. a Nemtsev A. S. 2000: A New Subspecies of the European Bison, *Bison bonasus montanus* ssp. nov. (Bovidae, Artiodactyla). Doklady Biological Sciences. 375: 636–640.

Read H. J. (ed.) 1996: Pollard and Veteran Tree Management II – Incorporating the Proceedings of the Meeting Hosted by the Corporation of London at Epping Forest in 1993. Berkshire: Richmond Publishing Company. 141 p.

Rees L. 1985: The Horse's Mind. London. Stanley Paul. 224 pp.

Rees L. 1993: A steppe in the right direction. BBC Wildlife 11: 22–28.

Requate von H. 1957: Zur Naturgeschichte des Ures, *Bos primigenius*, nach Schädel-und Skelettfunden in Schleswig-Holstein. Zeitschrift für Tierzüchtung und Züchtungsbiologie 70: 297–338.

Robovský J. 2007: Species that are interspecies crosses – to conserve them or not? 34: 51–66.

Robovský J., Jirků M. 2022: Evolutionary origin of the European bison. In: Olech W., Perzanowski K. (eds): European Bison (*Bison bonasus*) Strategic Species Status Review 2020. IUCN SSC Bison Specialist Group and European Bison Specialist Group, pp. 4–8. https://www.iucn.org/commissions/ssc-groups/mammals/mammals-a-e/bison

Rokosz M. 1995: History of the Aurochs (*Bos taurus primigenius*) in Poland. Animal Genetic Resources Information 16: 5–12.

Romportl D., Zýka V. 2016: Hodnocení potenciálu krajiny České republiky pro reintrodukci zubra evropského (*Bison bonasus*) – kvantitativní analýza. VÚKOZ. 12 pp.

Rubenstein D. I. 2011: Family Equidae (horses and relatives). In: Wilson DE, Mittermeier RA (eds) Handbook of the mammals of the World, vol. 2 – Hoofed mammals, Barcelona, p. 106–143.

Rütimeyer L. 1867: Versuch einer natürlichen Geschichte des Rindes in seinen Beziehungen zu den Wiederkauern im Allgemeinen. Neuen Denkschriften der allg. Schweizerischen Gesellschaft für die gesammten Naturwissenschaften 22: 1–2.

Řeřucha Š., Bartonička T., Jedlička P., Čížek M., Hlouša O., et al. 2015: The BAARA (Biological AutomAted RAdiotracking) System: A New Approach in Ecological Field Studies. PLoS ONE 10: e0116785. doi: 10.1371/journal.pone.0116785.

Savory A., Butterfield J. 2016: Holistic Management. A commonsense revolution to restore our environment. Island Press, Washington, 500 pp.

Shreeve T. G., Mason C. F. 1980: The number of butterfly species in woodlands. Oecologia 45: 414–418.

Schäfer M. 1993: Die Sprache des Pferdes. Frankh Kosmos, Stuttgart, 263 pp.

Schloeth R. 1961: Das Sozialleben des Camargue-Rindes. Zeitschrift für Tierpsychologie 18: 574–627.

Schmidt N. M., Olsen H., Bildsøe M., Sluydts V., Leirs H. 2005: Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. Basic and Applied Ecology 6: 57–66.

Schmidt N. M., Olsen H., Leirs H. 2009: Livestock grazing intensity affects abundance of Common shrews (*Sorex araneus*) in two meadows in Denmark. BMC Ecology 9:2 doi:10.1186/1472-6785-9-2.

Schowanek S. D., Davis M., Lundgren E. J. et al. 2021: Reintroducing extirpated herbivores could partially reverse the late Quaternary decline of large and grazing species. Global Ecology and Biogeography, 30: 896–908. https://doi.org/10.1111/geb.13264.

Schreiber A., Eisenmann V., Zimmermann W. 2000: 2. Hemiones: Pluridisciplinary quest of their identities and relationships, p. 1-34. In: Zimmermann W (ed) EEP, Asiatic Equids, Husbandry Guidelines, Zoologischer Garten Köln.

Schultz E., Kaiser T. M. 2007: Feeding strategy of the Urus *Bos primigenius* Bojanus, 1827 from the Holocene of Denmark. Courier Forschungsinstitut Senckenberg 259: 155–164.

Schuman G. E., LeCain D. R., Reeder J. D., Morgan J. A. 2001: Carbon Dynamics and Sequestration of a Mixed-Grass Prairie as Influenced by Grazing. In: Lal R. (ed): Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect, special publication no. 57: 67–75. Madison, WI: Soil Science Society of America.

Semix Pluso 2019: https://www.facebook.com/watch/?v=716877108780095

Semix Pluso 2021a: https://www.facebook.com/watch/?v=580971340241031

Semix Pluso 2021b: https://www.facebook.com/watch/?v=831393387543779

Semix Pluso 2021: Semix pečuje o Kozmické ptačí louky 2021.
https://www.youtube.com/watch?v=HRQFRLMfyts

Semix Pluso 2021d: https://www.facebook.com/watch/?v=525962988498456

Siipi H. 2014: The authenticity of animals, p. 77-96. In: Oksanen M., Siipi H. (eds) The ethics of animal re-creation and modification: reviving, rewilding, restoring, Palgrave Macmillan, UK.

Sipko T. P., Rautian G. S., Kiseliova E. G. 1999: State of European bison and it's populations in European part of Russia. Rare mammal species in Russia and bordering territories: 403–419. [in Russian]

Sipko T. P., Trepet S., Gogan P. J. P., Mizin I. 2010: Bringing wisents back to the Caucasus mountains: 70 years of a grand mission. European Bison Conservation Newsletter 3: 33–44.

Slatis H. M. 1960: An analyses of inbreeding in European Bison, Genetics, 45: 275–287.

Smith C. H. 1827: Order Ruminantia – The Taurine Group, p. 411–428. In: Griffith E. et. al. (ed.) The Animal Kingdom. Vol. 4.

Smith C. H. 1841: The natural history of horses. Edinburgh, 356 pp.

Smith F. A., Smith R. E. E., Lyons S. K., Payne J. L. 2018: Body Size Downgrading of Mammals over the Late Quaternary. Science 360: 310–313.

Sokolov I. I. 1959: Fauna SSSR, Mlekopitajuščie, Tom 1, Vyd. 3 – kopytnye zveri (otrjady Perissodactyla i Artiodactyla). Izdatelstvo Akademii Nauk SSSR, Moskva, 340 pp.

Sokolov V. E. (ed.). 1979: Zubr. Morfologija, sistematika, evolucija, ekologija. Izdavatelstvo Nauka, Moskva. 496 pp.

Sommer R. S., Benecke N., Lõugas L., Nelle O., Schmölcke U. 2011: Holocene survival of the wild horse in Europe: a matter of open landscape? Journal of Quaternary Science 26: 805–812.

Soubrier J., Gower G., Chen K., Richards S. M. et al. 2016: Early cave art and ancient DNA record the origin of European bison. Nature Communications 7: 13158, doi: 10.1038/ncomms13158.

Spasskaja N. N., Pavlinov I. J. 2008: Sravnitelnaja kraniometrija „šatilovskogo tarpana" (*Equus gmelini* Antonius, 1912): problema vidospecifičnosti. Sb. Tr. Zoomuzeja. t. 49 („Zoologičeskije isledovanija"). 428–448 pp.

Speed J. G., Etherington M. G. 1952: The Exmoor pony – and a survey of the evolution of horses in Britain. Part I. British Veterinary Journal 108: 329–338.

Speed J. G., Speed M. G. 1977: The Exmoor pony: Its origins and chararacterictics. Countrywide Livestock Ltd. Devon.

Spitzer L., Beneš J., Dandová J., Jašková V., Konvička M. 2009a: The Large Blue butterfly, Phengaris [Maculinea] arion, as a conservation umbrella on a landscape scale: the case of the Czech Carpathians. Ecological Indicators 9: 1056–1053.

Spitzer L., Beneš J., Konvička M. 2009b: Oviposition of the Niobe fritillary (Argynnis niobe (LINNAEUS, 1758)) at submountain conditions in the Czech Carpathians (Lepidoptera, Nymphalidae). Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo 30: 165–168.

Spitzenberger F. 2001: Die Säugtiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Verlag und Gesamtherstellung: austria medien Service GmbH, Graz, Band 13: 895 p.

Stone P. 1961: Some famous drinking-horns in Britain. Apollo, a journal of the arts. Part I: 102–104. Part II: 43–145.

Stroupe S., Forgacs D., Harris A, Derr J. N., Davis B. W. 2022: Genomic evaluation of hybridization in historic and modern North American Bison (*Bison bison*). Scientific Reports, 12: 6397, https://doi.org/10.1038/s41598-022-09828-z.

Stuart A. J. 2021: Vanished Giants. The Lost World of the Ice Age. The University of Chicago Press, 288 p.

Sutton G., Bennett J., Bateman M. 2014: Effects of ivermectin residues on dung invertebrate communities in a UK farmland habitat. Insect Conservation and Diversity 7: 64–72.

Svenning J. C. 2020: Rewilding Should Be Central to Global Restoration Efforts, One Earth, 3: 657–660.

Svenning J. C., Pedersen P. B. M., Donlan C. J., Ejrnæs R., Faurby R., Galetti M., Hansen D. M., Sandel B., Sandom C. J., Terborgh J. W., Vera F. W. M. 2016: Science for a Wilder Anthropocene: Synthesis and Future Directions for Trophic Rewilding Research. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 113: 898–906.

Szulc M., Tropilo J. a Krasińska M. 1971: Dressing percentage and utility value of the meat of European bison and domestic cattle hybrid. Acta Theriologica, 16: 483–504.

Šandlová K, Komarková M, Ceacero F. 2020: Daddy, daddy cool: stallion-foal relationships in a socially-natural herd of Exmoor ponies. Animal Cognition, 23:781–793.

Taylor W. T. T., Barrón-Ortiz C. I. 2021: Rethinking the evidence for early horse domestication at Botai. Scientific Reports 11: 7440.

Thomas J. A., Simcox D. J. 2005: Contrasting management requirements of Maculinea arion across latitudinal and altitudinal climatic gradients in west Europe. Pp. 240–244 in Settele J. et al. (2005).

Tichá P. 2012: Vlivy způsobu a intenzity pastevního využívání na prostorovou skladbu, homogenitu a produktivitu travního porostu. Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 67 pp.

Tikhonov A. 2008: *Bos primigenius*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.

Tokarska M. 2010: Zmienność genetyczna współczesnego zubra nizinnego (*Bison bonasus bonasus*) w Puszczy Białowieskiej. Mammal Research Institute PAS in Białowieza, Białowieza.

Tokarska M., Kawalko A., Wójcik J. M. a Pertoldi C. 2009: Genetic variability in the European bison (*Bison bonasus*) population from Białowieza forest over 50 years. Biological Journal of the Linnean Society 97: 801–809.

Tokarska M., Pertoldi C., Kowalczyk R. a Perzanowski K. 2011: Genetic status of the European bison *Bison bonasus* after extinction in the wild and subsequent recovery. Mammal Review 41: 151–162.

Tropek R., Řehounek J. 2011: Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. Entomologický ústav AVČR, v.v.i. & Calla, České Budějovice, 147 pp.

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer L., Kočárek P., Malenovský I., Banar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvička M. 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. Journal of Applied Ecology 47: 139–147.

Trouwborst A., Svenning J. C. 2021: Megafauna restoration as a legal obligation: International biodiversity law and the rehabilitation of large mammals in Europe. RECIEL: 1–17. DOI: 10.1111/reel.12443.

Turner J. W. Jr., Morrison M. L. 2001: Influence of predation by mountain lions on numbers and survivorship of a fral horse population. Southwestern Naturalist 46: 183–190.

Uerpmann H. P. 1999: Der Rückzucht-Auerochse und sein ausgestorbenes Vorbild. 93–102 pp. In: Weniger G. C. (ed.) Archäologie und Biologie des Auerochsen. – Wissenschaftliche Schriften des Neandertal Museums Bd. 1, Mettmann.

Uhlíková J., Matějů J., Nová P., Vohralík V. 2009: Sysel obecný: hlodavec, který nesyslí. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, 16 pp.

Vadlejch J., Magdálek J., Čadková Z. 2019: Tlumení a prevence šíření invazního parazita *Ashworthius Sidemi*. Certifikovaná metodika, Česká zemědělská univerzita v Praze, 77 p.

van Asperen E. N., Stefaniak K., Proskurnyak I., Ridush B. 2012: Equids from Emine-Bair-Khosar Cave (Crimea, Ukraine): co-occurrence of the stenonid *Equus hydruntinus* and the caballoid *E. ferus* latipes based on skull and postcranial remains. Palaeontologia Electronica 15: 5A, 28p.

van Vuure C. 2005: Retracing the Aurochs: History, morphology and ecology of an extinct wild ox. Pensoft, Sofia.

van Vuure T. 2011: History, morphology and ecology of the aurochs (*Bos primigenius*). http://members.chello.nl/~t.vanvuure/oeros/uk/lutra.pdf.

Vera F. W. M. 2000: Grazing ecology and forest history. CABI Publishing. Oxford, 506 pp.

Verkaar E. L. C., Nijman I. J., Beeke M., Hanekamp E., Lenstra J. A. 2004: Maternal and paternal lineages in cross-breeding bovine species. Has wisent a hybrid origin? Molecular Biology and Evolution, 21: 1165–1170.

Volf J. 1977: Koně, osli a zebry. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 148 pp.

Volf J. 1984: Spricht die Hängemähne bei Przewalskipferden (*Equus przewalskii* Polj., 1881) gegen Reinblütigkeit? Der Zoologische Garten (Neue Folge) 54: 339–348.

Volf J. 1987: Zvířata celého světa – Tuři. Státní zemědělské nakladatelství. Praha. 144 pp.

Volf J. 2011: Šedesát let chovu kulanů, *Equus heminus kulan* (Groves et Mazák, 1967) v Zoologické zarhadě v Praze. Equus 31–55.

Wakefield S., Knowles J., Zimmermann W., van Dierendonc M. 2002: Status and Action Plan for the Przewalski's Horse (*Equus ferus przewalskii*) In: Moehlman P, editor. Equids: Zebras, Asses and Horses. IUNC/SSC Equid Specialist Group, IUCN Publications Services Unit; Cambridge, UK. pp. 82–92.

Wallner B., Vogl C., Shukla P., Burgstaller J., Druml T., Brem G. 2013: Identification of genetic variation on the horse Y chromosome and the tracing of male founder lineages in modern breeds. Plos One 8: 015. doi:10.1371/journal.pone.0060015.

Wang G., Hobbs N. T., Boone R. B., Illius A. W., Gordon I. J., Gross J. E., Hamlin K. L. 2006: Spatial and temporal variability modify density dependence in populations of large herbivores. Ecology 87: 95–102.

Warmuth V., Eriksson A., Bower M. A., Canon J., Cothran G. 2011: European domestic horses originated in two Holocene refugia. PLoS ONE 6: e18194. doi:10.1371/journal.pone.0018194.

Warren M. S. 1987: The ecology and conservation of the heath fritillary, Mellicta athalia. III. Population dynamics and the effect of habitat management. Journal of Applied Ecology 24: 499–512.

Wecek K., Hartmann S., Paijmans J.L.A., Taron U., Xenikoudakis G., Cahill J.A., Heintzman P.D., Shapiro B., Baryshnikov G., Bunevich A.N., Crees J.J., Dobosz R., Manaserian N., Okarma H., Tokarska M., Turvey S.T., Wojcik J.M., Zyla W., Szymura J.M., Hofreiter M., Barlow A. 2017: Complex admixture preceded and followed the extinction of wisent in the wild. Mol. Biol. Evol. 34: 598–612; doi:10.1093/molbev/msw254.

Willmann R. 1990: Das halbwilde Kleinpferd des Exmoors I. Wildtiere in Gehegen 6: 114–115.

Willmann R. 1991: Das halbwilde Kleinpferd des Exmoors II. Wildtierhaltung 8: 10–11.

Willmann R. 1997: Lebt Europas Urpferd? Sielmanns Abenteuer Natur 5: 40–43.

Willmann R. 1999: Das Exmoor- Pferd: eines der ursprünglichsten halbwilden Pferde der Welt. Natur und Museum 129: 389–407.

Willmann R. 2005: Das Exmoor-Pony: eine der bemerkenswertesten Pferderassen der Welt. Epona 8: 6–9.

Willmann R. 2008: Pferdeverhalten unter naturnahen Bedingungen. Pferdemarkt 5/6: 144–147.

Willms C. 1989: Zum Aussterben des europäischen Wildesels. Germania 67: 143–148.

Willoughby D. P. 1975: Growth and nutrition in the horse. A.S. Barnes, South Brunswick and New York, 194 pp.

Wilson D. E., Mittermeier R. A. (eds.) 2011: Handbook of the mammals of the World, Vol. 2 – Hoofed mammals, Barcelona, Lynx, 885 pp.

Winkler A., Rademacher U., Zimmermann W. 2003: EAZA Equid TAG – Regional collectin plan 2003., Zoo Duisburg a Zoo Köln, 66 str.

Woodward, S.L 1991: Late Pleistocene North American equids: Why a widespread large mammal may be sparsely represented in early archaeological sites In Beamers, Bobwhites, and Blue-Points: Tributes to the career of Paul W. Parmalee, eds. J R. Purdue, W E Klippel and B W Styles, 26 1-72 Illinois State Museum Scientific Papers, Volume 23.

Zablotskaya L. V., Zablotsky M. A. a Zablotskaya M. M. 2002: Origin of the hybrids of North American and European bison in the Caucasus Mountains. In: Pucek Z., Belousova I. P., Krasiński Z. A., Krasińska M., Olech W. 2002: European bison Current state of the species and an action plan for its conservation. Mammal Research Institute, Polish Academy of Sciences, Białowieża, 2002, 40 pp.

Zablotsky M. A. 1949: Nieobkhodimost' izuchenya osobennosti zubra i ego vosstanovlenie v SSSR. Nauchno-Metodicheskie zapiski 13: 128–146.

Zeuner F. E. 1963: A History of domesticated animals. Hutchinson, London, 560 pp.

Zeyland J., Wolko Ł., Bocianowski J., Szalata M., Dzieduszycki A. M., Ryba M., Przystałowska H., Lipiński D. 2013: Complete mitochondrial genome of wild aurochs (*Bos primigenius*) reconstructed from ancient DNA. Polish Journal of Veterinary Sciences Vol. 16, No. 2, 265–273.

Zimmermann W. 2005: EEP Asiatic Equids Husbandry Guidelines, 2nd ed., EAZA website, Equid TAG, 160 pp.

Ziółkowska E., Perzanowski K., Bleyhl B., Ostapowicz K., Kuemmerle T., 2016: Understanding unexpected reintroduction outcomes: why aren't European bison colonizing suitable habitat in the Carpathians? Biological Conservation. 195: 106–117.

Ziswiler V. 1967: Extinct and vanishing animals: A biology of extinction and survival. Springer Verlag Gmbh, 133 pp.

Zong G. 1984: A record of Bos primigenius from the Quaternary of the Aba Tibetan Autonomous Region. Vertebrata PalAsiatica. 22: 239–245.

Přílohy

Příloha č. 1 – Vzorové ohrady – Referenční ceník 2022

Příloha č. 2 – Přehled lokalit vhodných k zavedení přirozené pastvy velkých býložravců

Příloha č. 3 – Závazná pravidla chovu zubra evropského (*Bison bonasus*) v České republice

Příloha č. 4 – Obrazová příloha

Příloha č. 5 – Schematické nákresy technických řešení

Příloha č. 1: Vzorové ohrady – referenční ceník 2022

Náklady na vybudování několika vzorových typů ohrad. **Kalkulace se vztahují na 1 km ohrazení** včetně veškerého materiálu a práce. Ceny nezahrnují práci traktoru, dopravy zatloukače a jízd po pastvině, neboť ty se odvíjejí od skutečně odpracovaných hodin (traktor) a najetých kilometrů. Cena se dále bude měnit podle skutečného počtu zpevněných rohů, vchodových hrazd a dalších doplňků, které budou ke stavbě nad rámec kalkulace přidány. Cena materiálu se může měnit podle momentálních cen dodavatelů. V ceně není zahrnuta cena zdroje elektrického ohradníku, napajedla apod. Výpočty nezahrnují náklady na dopravu materiálu – to se týká zejména kůlů, které dodává zpravidla výrobce dle vlastního ceníku. Ceny jsou uvedeny včetně DPH 21 %. Vzhledem k častým změnám cen jednotlivých komponent, zejména kůlů, doporučujeme mít na mysli při výpočtu rezervu ve výši cca 10 %. Ceny jednotlivých položek se mohou meziročně výrazně měnit.

Oh-1. Univerzální neproniknutelné oplocení – vysokopevnostní pletivo 2 m + 2 řady vodiče: drát + páska

Použití: Univerzální nepřekonatelné oplocení pro aklimatizační ohrady pro koňovité a velké tury. Zvěř se díky kombinaci s elektrickými vodiči zároveň naučí rozeznávat elektrické ohrazení, kterým je pak vymezen vlastní pastevní blok. Použití „reflexní“ pásky zvyšuje viditelnost ohrazení pro zvířata i lidi.

Parametry ohrady: Výška nad zemí 2 m, vysokopevnostní pletivo 190 cm, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy, 1 brána vypletená pletivem, 2 řady vodiče, rozteč kůlů 5 m, akát štípaný délka 2,7 m.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 244 ks × 124 Kč = 30 256 Kč

Montáž zpevněných rohů 10 ks × 605 Kč = 6 050 Kč

Montáž vchodových hrazd 2 ks × 363 Kč = 726 Kč

Instalace pletivo-kůl 244 ks × 121 Kč = 29 524 Kč

Instalace vodič + izolátor 488 ks × 14,52 Kč = 7 086 Kč

Montáž rohových izolátorů 24 ks × 18,15 Kč = 436 Kč

Montáž vchodových pružin 2 ks × 60,50 Kč = 121 Kč

Výroba a usazení brány do pastviny 1 ks × 1 815 Kč

Cena za práci celkem…….. 76 014 Kč (+ 726 + 121 + 1 815 = 2 662 Kč za bránu navíc)

Náklady na materiál:

Kůly akát štípaný 2,7 m 270 ks × 254 Kč = 68 580 Kč

Pletivo titan 10 ks × 10 000 = 100 000 Kč

Svorka elektrikářská 15 kg × 78,65 Kč = 1 180 Kč

Ocelový drát Securgal 2 ks × 1 400 Kč = 2 800 Kč

Páska Top line plus 10 mm 2 ks × 726 Kč = 1 452 Kč

Izolátor EDX 488 ks × 4,70 Kč = 2 293 Kč

Izolátor rohový 24 ks × 12 Kč = 288 Kč

Izolátor vchodový 4 ks × 13,50 Kč = 54 Kč

Kabel vysokonapěťový 4 m × 12 Kč = 48 Kč

Spojka šroub 4 ks × 15 Kč = 60 Kč

Spojka griple 40 ks × 24,20 Kč = 968 Kč

Spojka lisovací 10 ks × 314 Kč = 3 140 Kč

Spojka na pásku 5 ks = 157,30 Kč

Držák k brance 1 ks = 29 Kč

Držák k brance s pružinou 1 ks = 85 Kč

Cedulka výstražná 6 ks × 21 Kč = 126 Kč

Cena za materiál celkem…… 181 260 Kč

Cena za materiál + práce celkem…….. 257 274 Kč

Oh-2. Standardní ohrada pro skot a koně – 2 vysokopevnostní dráty (resp. drát + páska)

Použití: Standardní oplocení pro relativně klidné lokality, kde nebudou zvířata často vyrušována. Vhodné pro skot, koně, případně na elektrický ohradník naučené zubry. Tento typ ohrazení je plně průchozí pro veškerou ostatní zvěř, ale navyklí koňovití a velcí tuři jej respektují.

Parametry: Rozteč kůlů 8 m, akát štípaný d 1,8 m, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy. Výška ohrady nad zemí 1,2 m, dráty ve výškách cca 70 a 120 cm.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatloukání kůlů 147 ks × 92 Kč = 13 524 Kč

Montáž pevných rohů 10 ks × 605 Kč = 6 050 Kč

Montáž vchodových hrazd 2 ks × 363 Kč = 726 Kč

Montáž vchodových pružin 2 ks × 60,50 Kč = 121 Kč

Instalace vodič + izolátor 294 ks × 14,52 Kč = 4 269 Kč

Montáž rohových izolátorů 24 ks × 18,15 Kč = 436 Kč

Cena za práci celkem…… 25 126 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 1,8 m 180 ks × 151,25 Kč = 27 225 Kč

Ocelový drát Securgal 4 ks × 1 400 Kč = 5 600 Kč

Izolátor EDX 294 ks × 4,70 Kč = 1 382 Kč

Izolátor rohový 24 ks × 12 Kč = 288 Kč

Izolátor vchodový 4 ks × 13 m × 14,50 Kč = 54 Kč

Držák k brance s pružinou 2 ks × 85 Kč = 170 Kč

Vysokonapěťový kabel 4 m × 12 Kč = 48 Kč

Cedulka výstražná 6 ks × 21 Kč = 126 Kč

Spojka šroub 4 ks × 15 Kč = 60 Kč

Spojka griple 40 ks × 24,20 Kč = 968 Kč

Cena za materiál celkem…… 35 921 Kč

Cena za materiál + práce celkem…… 61 047 Kč

Oh-3. Standardní ohrada pro koně a skot – 3 vysokopevnostní dráty (resp. 2 dráty + páska)

Použití: Shodné jako u předchozího, včetně průchodnosti pro veškerou zvěř. Vhodné pro rušnější lokality často navštěvované lidmi.

Parametry: Viz předchozí typ + 1 drát, dráty ve výškách cca 50, 70 a 120 cm.

Náklady jako v bodě 2 + materiál a práce za drát navíc – rozdíl 6 207 Kč/km.

Cena za materiál a práci celkem…… 67 254 Kč

Oh-4. Univerzální ohrada bez pletiva s šesti řadami vysokopevnostních drátů

Použití: Univerzální nepřekonatelné oplocení pro koňovité a velké tury (skot, zubr), vhodné jak pro aklimatizační ohrady, tak pro oplocení pastevních bloků. Výhodou je, že spolehlivě funguje jak s elektřinou, tak bez ní. (I varianta bez elektřiny se používá pro megafaunu v Africe, je tedy dostatečně odzkoušeno na zvířatech výrazně větších než zubr.) Vhodné všude, včetně lokalit, kde není z různých důvodů za všech okolností zaručen přísun el. proudu, příp. rychlý přístup personálu v případě poškození ohrazení – těžce dostupné lokality, oblasti, kde hrozí výpadky dodávek elektřiny vlivem stromů spadlých na vedení atd. Možno doplnit reflexní páskou, zvyšující viditelnost ohrazení pro zvířata i lidi. Na řadu lidí působí použití drátů namísto pletiva psychologicky lépe, neboť je vizuálně i fakticky prostupnější. Člověk i střední a malá zvěř jej bez problému podleze.

Parametry: Rozteč kůlů 6 m, výška nad zemí 2 m, d kůlů 2,7 m, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatloukání kůlů 167 ks × 124 Kč = 20 708 Kč

Montáž pevných rohů 10 ks × 605 Kč = 6 050 Kč

Montáž vchodových hrazd 2 ks × 363 Kč = 726 Kč

Montáž vchodových pružin 6 ks × 61 Kč = 366 Kč

Instalace vodič + izolátor 1 002 ks × 14,52 Kč = 14 549 Kč

Montáž rohových izolátorů 72 ks × 14,52 = 1 045 Kč

Cena za práci celkem…… 43 444 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 2,7 m 195 ks × 254 Kč = 49 530 Kč

Drát ocelový Securgal 10 ks × 1 400 Kč = 14 000 Kč

Izolátor EDX 1 100 ks × 4,70 Kč = 5 170 Kč

Rohový izolátor 72 ks × 12 Kč = 864 Kč

Izolátor vchodový 12 ks × 13,50 Kč = 162 Kč

Spojka šroub 12 ks × 15 Kč = 180 Kč

Spojka griple 100 ks × 24,20 Kč = 2 420 Kč

VNK 25 m 1 ks × 250 Kč = 250 Kč

Cedulka výstražná 6 ks × 21 Kč = 126 Kč

Náklady na materiál celkem…… 72 702 Kč

Cena za materiál a práci celkem…….. 116 146 Kč

Oh-5. Lehká ohrada – kombinace kůl + laminátové tyče – 3 vodiče

Použití: Vhodné jako dočasné oplocení pro koně a skot. Využitelné např. tam, kde lze v dohledné době předpokládat změnu průběhu ohrady či její úplné zrušení – umožňuje tedy pastevní management i v lokalitách, kde je zatím sjednána pastva jen na části dotčených parcel (část ohrady, která má doznat změn, může být udělána právě tímto způsobem), pro nouzové umístění zvířat, i pro oplocení experimentálních ploch, dočasné či periodické rozdělení pastevních bloků apod.

Parametry: Kůl smrkový tlakově mořený d 180 cm, rozteč 100 m, mezi kůly laminátové tyče rozteč 8 m, 2 řady lanka (ve výšce 50 a 70 cm), 1 řada pásky (ve výšce 120 cm). Výška ohrady nad zemí 1,2 m. Neúčtují se náklady na dopravu materiálu a k instalaci navíc není potřeba traktor ani zatloukač kůlů – dřevěné kůly jsou do země zapraveny do ručně předvrtaných děr a dotlučeny palicí. Všechny součásti lze snadno demontovat a recyklovat jinde.

Technická omezení: Pozor, u kůlů může dojít k poškození při zatloukání i vytahování ze země. Navíc trvanlivost smrkových kůlů i přes tlakové moření a proklamace výrobců na základě praxe nepřesahuje 10 let. Lehké oplocení je vhodné jen pro zvířata zvyklá na elektrický ohradník.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 11 ks × 92 Kč = 1 012 Kč

Roznos a zatlučení laminátových tyček 114 ks × 24,20 Kč = 2 759 Kč

Instalace vodič + izolátor 375 ks × 14,52 Kč = 5 445 Kč

Montáž vchodových pružin 3 ks × 60,50 = 182 Kč

Cena za práci celkem…… 9 398 Kč

Náklady na materiál:

Kůl smrk tlakově mořený 180 × 8 cm 11 ks × 103 Kč = 1 133 Kč

Laminátová tyčka 155 cm 114 ks × 44 Kč = 5 016 Kč

Izolátor k laminátovým tyčkám 342 ks × 5 Kč = 1 710 Kč

Izolátor EDX 33 ks × 4,70 Kč = 155 Kč

Izolátor vchodový 24 ks × 13,50 Kč = 324 Kč

Držák k brance 3 ks × 29 Kč = 87 Kč

Spojka na pásku a lanko 2× 157,30 Kč = 314,60 Kč

Lanko Tricond 3 mm 2 000 m = 3 752 Kč

Páska 10 mm 1 000 m = 1 452 Kč

Náklady na materiál celkem ……. 13 944 Kč

Cena za práci a materiál celkem…….. 23 342 Kč

Oh-6. Lehká ohrada – kombinace kůl + laminátové tyče – 2 vodiče

Použití: Jako u předchozího, ale spíše pro klidné lokality.

Parametry: Viz bod 5, ale levnější o práci a materiál na 1 řadu lanka, tj. minus 4 432 Kč/km.

Cena za práci a materiál celkem…….. 18 910 Kč

Oh-7. Ohrada bez elektřiny pro koně a skot

Parametry: Výška ohrady 1,6 m, kůl akát štípaný, d kůlů 2,5 m, rozteč kůlů 6 m, 5 řad vysokopevnostního drátu, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy. Mezi kůly v každém poli svislá rozpěra ze střešních latí zamezující roztahování jednotlivých řad drátů od sebe.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 2,5 m 167 ks × 113 Kč = 18 871 Kč

Montáž rohů 10 ks × 605 = 6 050 Kč

Montáž vchodových hrazd 2 ks × 363 = 726 Kč

Napnutí vodič + kůl 835 ks × 14,52 Kč = 12 124 Kč

Výroba a montáž brány 1 ks = 3 000 Kč

Svislé rozpěry (výroba a montáž) 167 ks × 100 Kč = 16 700 Kč

Cena za práci celkem……. 57 471 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 2,5 m 195 ks × 200 Kč = 39 000 Kč

Drát ocelový Securgal 8 ks × 1 400 Kč = 11 200 Kč

Spojka na drát griple 90 ks × 24,20 Kč = 2 178 Kč

Svorka telegrafická 15 kg × 79 Kč = 1 185 Kč

Cena za materiál celkem…… 53 563 Kč

Cena za materiál a práci celkem…… 111 034 Kč

Oh-8. Ohrada pro zubry bez elektřiny

Parametry: Rozteč kůlů 6 m, akát štípaný d 2,7 m, výška nad zemí 2 m, 6 řad vysokopevnostních drátů, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy, mezi kůly bude v každém poli rozpěra ze střešních latí jako u ohrady č. 9.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 167 ks × 123 Kč = 20 541 Kč

Montáž rohů 10 ks × 605 Kč = 6 050 Kč

Montáž vchodových hrazd 2 ks × 363 = 726 Kč

Napnutí vodič + kůl 1 002 ks × 14,52 Kč = 14 549 Kč

Výroba a montáž brány 1 ks = 3 000 Kč

Svislé rozpěry 167 ks × 100 Kč = 16 700 Kč

Cena za práci celkem…… 61 566 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 2,7 m 195 ks × 254 Kč = 49 530 Kč

Drát ocelový Securgal 10 ks × 1 400 Kč = 14 000 Kč

Svorka telegrafická 15 kg × 79 = 1 185 Kč

Spojka griple 100 ks × 24,20 Kč = 2 420 Kč

Cena za materiál celkem…….. 67 135 Kč

Cena za práci a materiál celkem…… 128 701 Kč

Oh-9. Ohrada pro zubry elektrická, kombinace kůl s nástavbou laminátových tyček

Použití: V oblastech bez výskytu jelena a daňka lze použít jako trvalé oplocení pro zubra. Jinde lze použít pro zubra jako dočasné řešení za účelem naučení zvířat na elektrický ohradník – po několika měsících lze laminátové tyče s vodiči odstranit, takže vznikne typ ohrady č. 2 (viz výše). Tento postup se osvědčil a již řadu let funguje na okraji aglomerace holandského Haarlemu (rezervace Kraanvlak, Národní park Zuid Kennemerland).

Parametry: Rozteč kůlů 8 m, akát štípaný d 1,8 m, na každý bude připevněna laminátová tyč se 3 řadami lanka a na kůlech 3 řady vysokopevnostního drátu, 10 zpevněných rohů, 2 vchodové hrazdy.

Pozor: Někdy se stává, že vrchní část (lamino-lanka) poškozují jeleni a daňci, zejména setkají-li se dva říjní samci na opačných stranách ohradníku a začnou bojovat.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 147 ks × 92 Kč = 13 524 Kč

Montáž rohů 10 ks × 605 Kč = 6 050 Kč

Montáž hrazd 2 ks × 363 = 726 Kč

Instalace vodič + izolátor 882 ks × 15,52 Kč = 12 807 Kč

Montáž rohových izolátorů 36 ks × 14,52 Kč = 174 Kč

Montáž vchodových pružin 6 ks × 61 = 366 Kč

Montáž laminátových tyček 147 ks × 31 Kč = 4 557 Kč

Montáž izolátorů pro uchycení tyček 294 ks × 7,26 Kč = 2 134 Kč

Cena za práci celkem…….. 40 338 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 1,8 m 175 ks × 151,25 Kč = 26 469 Kč

Drát ocelový Securgal 5 ks × 1 400 Kč = 7 000 Kč

Izolátor EDX 750 ks × 4,70 Kč = 3 525 Kč

Izolátor rohový 36 ks × 12 Kč = 432 Kč

Izolátor pro laminátové tyčky 294 ks × 5 Kč = 1 470 Kč

Izolátor vchodový 6 ks × 13,50 Kč = 81 Kč

Držák k brance 3 ks × 29 Kč = 87 Kč

Držák k brance s pružinou 3 ks × 85 Kč = 255 Kč

Spojky na lanko = 360 Kč

Spojka šroub 6 ks × 15 Kč = 90 Kč

Spojka griple 80 ks × 24,20 Kč = 1 936 Kč

Laminátová tyčka 147 ks × 36 Kč = 5 292 Kč

Lanko 3 000 m = 5 628 Kč

Cedulka výstražná 6 ks × 21 Kč = 126 Kč

Vysokonapěťový kabel 6 m × 12 Kč = 72 Kč

Cena za materiál celkem…….. 52 823 Kč

Cena za práci a materiál celkem …… 93 161 Kč

Opl-1. Oplocenky pro trvalé plošky – koně

Použití: Nejlehčí typ oplocenky – odzkoušeno bez problému u koní.

Parametry: Oplocenka o rozměrech 6 × 6 m s ručně usazenými smrkovými tlakově mořenými kůly a výškou pletiva 90–100 cm. K montáži není potřeba traktor ani zatloukač kůlů.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 8 ks × 92 Kč = 736 Kč

Natažení pletivo + kůl 8 ks × 91 Kč = 728 Kč

Cena za práci celkem…….. 1 464 Kč

Náklady na materiál:

Kůl smrk mořený 8 ks × 103 Kč = 824 Kč

Pletivo 100 cm d 36 m × 21 Kč = 756 Kč

Cena za materiál celkem…… 1 580 Kč

Cena za práci a materiál celkem……. 3 044 Kč

Opl-2. Oplocenky pro trvalé plošky – zubr a skot

Použití: Pevná oplocenka pro pastviny udržované zubry a skotem. Velcí tuři mívají tendenci zkoušet pevnost oplocení zvedáním rohy zespodu, proto je lepší použít pevná horizontální břevna.

Parametry: Pevná oplocenka o rozměrech 6 × 6 m a výšce 150 cm z akátových kůlů a dvěma řadami podélných výdřev. Stačí relativně malá výška – velcí tuři nemají tendenci přeskakovat dovnitř malých stísněných prostor.

Náklady na práci:

Nakládka, rozvoz, zatlučení kůlů 8 ks × 92 Kč = 736 Kč

Montáž podélných výdřev 16 ks × 33 Kč = 528 Kč

Cena za práci celkem…….. 1 264 Kč

Náklady na materiál:

Kůl akát štípaný d 1,8 m 8 ks × 151 Kč = 1 208 Kč

Prkna 16 ks × 50 Kč = 800 Kč

Vrut ds 5 × 80 mm 32 ks × 4 Kč = 128 Kč

Cena za materiál celkem 2 136 Kč

Cena za práci a materiál celkem…… 3 344 Kč

Přístřešek 12 × 4 m

Parametry: Jedná se o dřevěný přístřešek se zatlučenými akátovými sloupy (loupané kulaté) d 3 m, 8 ks, s vazníkovou plochou střechou pokrytou trapézovým plechem a se třemi stěnami pobitými prkny.

Kalkulace na materiál a práci je 54 000 Kč

Příslušenství k elektrickým ohradníkům bez ohledu na jejich délku

Celkem cca 18 000 Kč

Zahrnuje: elektrický (el.) ohradník síťový pro skot, koně a zvěř, zemnicí tyče pro el. ohradníky – pozinkované, vypínač pro el. ohrady – otočný, vypínač pro el. ohrady – pákový, bleskojistka pro el. ohradníky, izolátory koncové k brance třístranné, izolátory pro el. ohradníky koncové k brankám, montážní hlavice – pro kruhové a ploché izolátory, napínací kleště pro spojku, držáky k brankám pro el. ohradníky s pružinou 5 m, 100 m vysokonapěťový kabel pro el. ohradníky – dvojitá izolace, drát hliníkový pro el. ohradníky.

Trvalé označení snímkovacích fytocenologických čtverců

Optimální jsou geodetické trny, minimálně 30 cm, optimálně 40 cm dlouhé, které jsou odolné proti rytí prasat i vytahování lidmi. Vhodné je doplnit je pro zviditelnění dřevěnými kolíky.

Cena geodetického trnu d 40 cm – 73 Kč

Cena dřevěného kolíku d 30 cm – 5 Kč

Doprava/pronájem materiálu a techniky

Doprava kůlů: Vozí se po várkách kamionem. Počet cest kamionu/ů od dodavatele se odvíjí od poměru počtu potřebných kůlů a jejich délky. Ceny jsou individuální dle dopravce.

Kapacita jednoho přívěsu na dřevo podle délky kůlů (délka kůlů – kapacita přívěsu): 160 cm – 1 200 ks, 180 cm – 1 000 ks, 200 cm – 850 ks, 270 cm – 500 ks.

Rozvoz materiálu a obsluha v rámci lokality

Sazba 14,52 Kč/km s DPH (12 Kč/km bez DPH) podle skutečně ujeté délky během instalace.

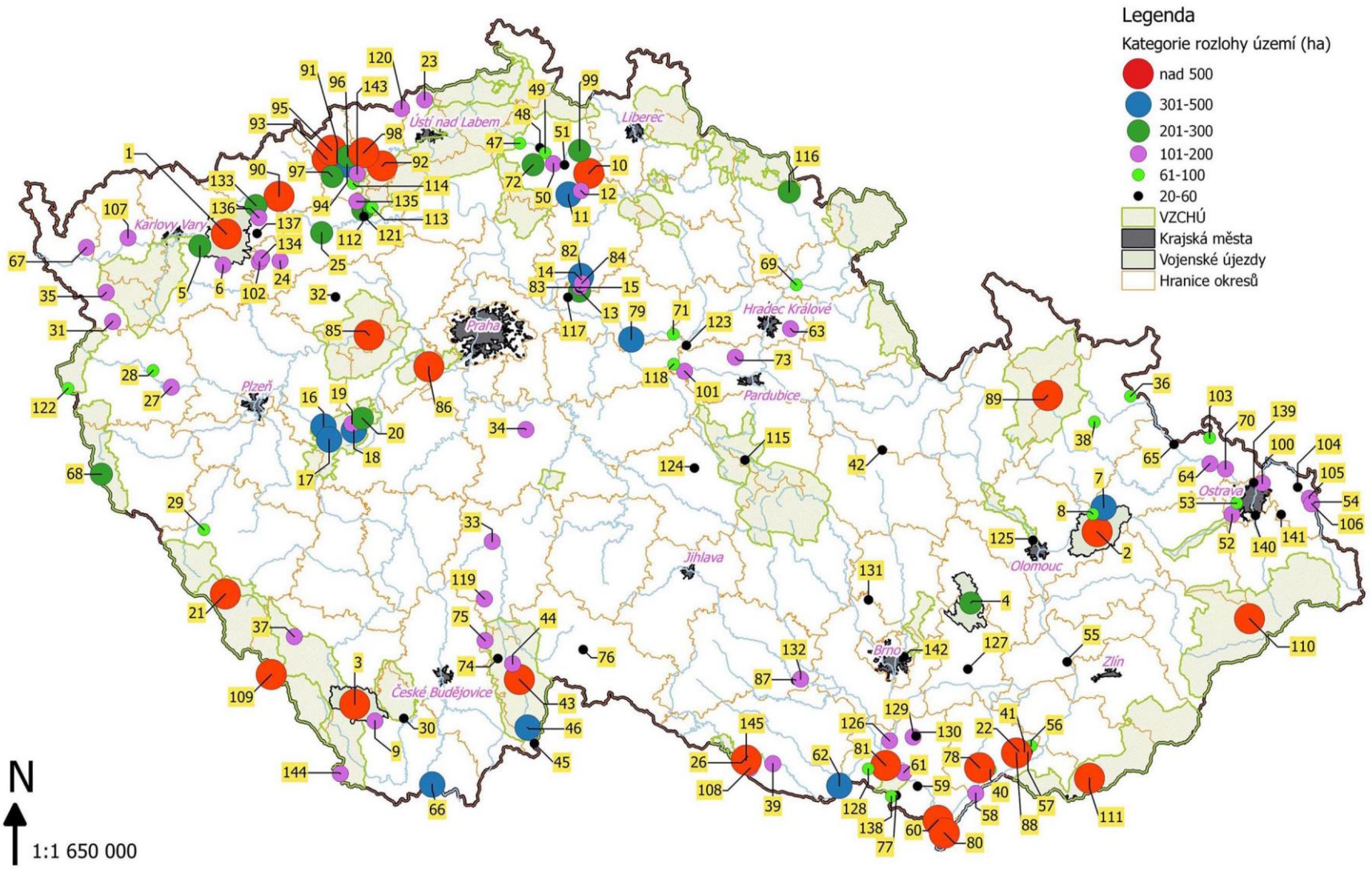
Pronájem traktoru

Půjčení traktoru: 665,5 Kč/h s DPH (550 Kč/h bez DPH). Dle dostupnosti je potřeba počítat s 8–10 hodinami na km ohrady.

Doprava zatloukače kůlů

Sazba 14,52 Kč/km s DPH (12 Kč/km bez DPH) podle skutečně ujeté délky během instalace.

Příloha č. 2: Přehled lokalit vhodných k zavedení přirozené pastvy velkých býložravců



1 VVP Hradiště
2 VVP Libavá
3 VVP Boletice
4 VVP Březina
5 VVP Hradiště – okolí vrchu Podkova
6 VVP Hradiště – Hřivinovské pastviny
7 VVP Libavá – Mýdlový vrch
8 VVP Libavá – Město Libavá-Heroltovice
9 VVP Boletice – Polná na Šumavě – Kovařovice
10 Ralsko – Židlov
11 Ralsko – Vrchbělá
12 Ralsko – Jezová
13 Milovice-Mladá – Pod Benáteckým vrchem
14 Milovice-Mladá – Traviny
15 Milovice-Mladá – Pozorovatelna
16 Brdy-Vlčí potok – Kobyla
17 Brdy-Padrťské rybníky
18 Brdy-Tok
19 Brdy-Jordán
20 Brdy-Brda
21 Dobrá Voda
22 Bzínek
23 Tisá
24 Podbořany
25 Žatec-Pereč
26 Mašovice
27 Stříbro
28 Lažany
29 Klenová
30 Český Krumlov
31 Drmoul
32 Rakovník
33 Tábor-Zahrádka
34 Benešov
35 Dolní Žandov
36 Krnov-Chomýž
37 Vimperk
38 Bruntál
39 Znojmo – Načeratický kopec
40 Pánov
41 Vojenské cvičiště Bzenec
42 Semanín
43 Stará a Nová řeka
44 Výtopa Rožmberka
45 Krabonošská niva
46 Horní Lužnice
47 Česká Lípa-Mlýnský vrch
48 Žizníkov-Vítkov
49 Vlčí Důl-Brenná
50 Veselí-Boreček
51 Boreček-Mimoň
52 Polanská niva
53 Rezavka
54 Olše
55 Bašnov
56 Vypálenky
57 Vlčí hrdlo
58 Mikulčický luh
59 Pastvisko
60 Soutok
61 Křivé jezero
62 Travní dvůr
63 Orlice
64 Koutské a Zábřežské louky
65 Palhanec až Vávrovice
66 Horní Malše – úsek Cetviny-Dolní Dvořiště
67 Bublák a niva Plesné
68 Nemanický potok
69 Josefovské louky
70 Kozmické louky
71 Žehuňský rybník
72 Novozámecký rybník
73 Bohdanečský rybník
74 Velký Tisý
75 Záblatský rybník
76 Krvavý rybník
77 Slanisko u Nesytu
78 Hodonínská Dúbrava
79 Libický luh
80 Soutok
81 Pavlovské vrchy
82 Milovice-Mladá – Dubový les
83 Milovice-Mladá – Mýtko
84 Milovice-Mladá – Lipník
85 Křivoklátsko
86 Český kras
87 Údolí Jihlavy
88 Bzenecká Doubrava
89 Hrubý Jeseník – NPR Praděd
90 Důl Nástup
91 Kopistská výsypka
92 Radovesická výsypka
93 Důl Československé armády
94 Střimická výsypka
95 Hornojiřetínská výsypka
96 Růžodolská výsypka
97 Čepirožská výsypka (Hrabák)
98 Důl Bílina
99 Prostor býv. těžby uranu – Stráž pod Ralskem
100 Heřmanický rybník
101 Chvaletice
102 Dětaňský lom
103 Lom Kobeřice
104 Karviná – mezihrází Olše + Kozinec
105 Karviná-Karvinské moře
106 Stonava
107 Svatava
108 Havranické vřesoviště
109 Šumava – Nové údolí-Bučina
110 Beskydy
111 Bílé Karpaty
112 Raná-Lenešický chlum
113 Oblík-Srdov-Brník
114 Křemencový vrch
115 Zubří
116 Sklenářovické údolí
117 Hrabanovská černava
118 Týnecké mokřiny
119 Borkovická blata
120 Černá louka
121 V kobylách
122 Na požárech
123 Pamětník
124 Havranka
125 Plané loučky
126 Pouzdřanská step – Kolby
127 Větrníky
128 Dunajovické kopce
129 Kamenný vrch u Kurdějova
130 Lipiny
131 Svídovec
132 Mohelenská hadcová step
133 Úhošť
134 Dětaňský chlum
135 Písečný vrch
136 Zvoníčkov
137 V jamách
138 Skalky u Sedlece
139 Ostrava – mezihrází Ostravice a Odry – úsek Svinov-Antošovice
140 Ostrava – mezihrází Ostravice – úsek Paskov-Vítkovice
141 Havířov – meandry Lučiny
142 Brno – údolí pod Hády
143 Zlatník a stráně u Patokryjí
144 Světlá-Otovský potok
145 Podyjí

Příloha č. 3:

Závazná pravidla chovu zubra evropského (*Bison bonasus*) v České republice

Zubr evropský patří mezi celoevropsky chráněné druhy živočichů, proto je při chovu tohoto druhu na území ČR třeba zachovávat základní pravidla a postupy. A to nejen ze strany jednotlivých chovatelů, ale i ze strany institucí, jejichž kompetence se chovu zvířete v zajetí týkají (Ministerstvo životního prostředí, Ministerstvo zemědělství, Státní veterinární správa, Plemenářská inspekce apod.)

1. Zubr evropský je volně žijícím živočichem. Přestože na základě legislativy EU může být zařazen mezi hospodářská zvířata, je při jeho chovu a manipulaci s ním třeba respektovat, že jde o divoké, neochočené zvíře.

2. Značení zvířat standardními (visacími) ušními známkami je u zubra nežádoucí a nepřípustné. Značení zvířat je možné provést jinými legálními způsoby, jako je označení čipem nebo čipovou ušní známkou.

3. Označování a kontroly označování zvířat je nutné provádět výhradně při nutné manipulaci se zvířetem (přísun, odsun, ošetření ze zdravotních důvodů), z hlediska welfare zvířat je nepřípustná jakákoliv manipulace se zvířaty jen kvůli jeho označení či kontrole označení, a to jak u zvířat chovaných v zoologických zahradách, tak u zvířat chovaných v hospodářstvích či v jiném režimu.

4. Při chovu zubrů v kategorii hospodářského zvířete je prioritní jeho využití k údržbě trvalých travních porostů (TTP), nikoliv jako jatečního zvířete.

5. Usmrcení zubra evropského je možné výhradně se souhlasem národního koordinátora chovu a ochrany zubrů v České republice: European Bison Conservation Center (EBCC) – Czech Regional Office, který prověří u mezinárodního koordinátora chovu možnost zařazení zvířete do jiného chovu v zahraničí a u chovatelů v ČR možnost zařazení do jiného chovu v tuzemsku. Stejně jako u kteréhokoliv jiného chráněného druhu, vedeného v plemenné knize, je nepřípustné, aby o usmrcení zvířete rozhodl vlastník, zájmová sdružení apod. Porušení tohoto postupu by bylo závažným narušením standardních úředních a formálních postupů platných pro druhy chráněné mezinárodními úmluvami a směrnicemi.

6. Pro zubra evropského není možné používat veškeré postupy obvyklé u běžných hospodářských zvířat, jako je karanténa v uzavřených prostorách před převozem do zahraničí, označování mláďat, kontrola označení, zdravotní zkoušky apod., které by vyžadovaly manipulaci se zvířetem či jeho umístění v uzavřených prostorách. Prováděcí předpisy evropské legislativy pro ČR musí tato specifika pro zubry (a obecně divoké tury) náležitě akcentovat.

7. Dovoz zubrů ze zahraničí může být proveden výhradně na základě povolení vydaného MŽP, odborem druhové ochrany a implementace mezinárodních závazků. Každá lokalita pro chov zubrů musí být zároveň schválena ze strany EBCC – Czech Regional Office.

8. Pro nově zakládané chovy v ČR, mimo zoologické zahrady, je přípustná výhradně nížinná genetická linie (lowland line) zubra evropského.

9. Pro nově schvalované chovy bude zajištěna dostatečná pastevní plocha, minimálně 1 ha/zvíře.

10. Pastvina bude zabezpečena proti úniku zvířat pevnou ohradou nebo elektrickým ohradníkem.

11. Zvířata budou mít trvalý přístup k vodě v neomezeném množství. Dostatečná je běžná voda z povrchových vodních toků.

12. Zvířata budou mít trvalý přístup k minerálnímu lizu.

13. Na pastvinách bude pravidelně prováděna kontrola dostatku vegetace pro pastvu.

14. Zvířata budou mít trvalý přístup k přístřešku / přírodnímu úkrytu, který zajistí ochranu před srážkami a povětrnostními vlivy celé skupině zvířat. Tomu budou odpovídat rozměry přístřešku / přírodního úkrytu.

15. Zvířata v nově zakládaných chovech budou chována ve skupinách, je nepřípustné zakládat chovy s jediným zvířetem.

16. Péče o zvířata bude výhradně bezkontaktní s výjimkou nezbytných manipulací souvisejících s veterinárními úkony, s transportem apod.

17. Nebudou prováděny žádné zásahy do vzhledu či reprodukčních schopností zvířat.

18. Bude zamezeno jakýmkoliv sexuálním kontaktům s jinými druhy zvířat, tedy cílenému mezidruhovému křížení. To nevylučuje společný chov zubrů s jinými původními druhy divokých velkých turů Evropy v jedné lokalitě.

19. V chovech budou prováděna pravidelná koprologická vyšetření parazitů, minimálně 2× ročně.

20. U zvířat, u nichž by bylo nezbytné podávání antiparazitik, budou voleny výhradně přípravky šetrné k necílovým organismům. Mezi přípustné látky patří: moxidectin, syntetické pyrethroidy, praziquantel, pyrantel. Zcela nevhodný je ivermectin, avermectiny a diclofenac.

Příloha č. 4: Obrazová příloha

Příklady vegetace před, během a několik let po zavedení přirozené pastvy – obr. F1–F6



Obr. F1. Výchozí stav: degradované luční porosty budoucí pastviny Milovice před zahájením pastvy. Dominují porosty expanzivních druhů rostlin (třtina, ostružiny, růže a jiné náletové dřeviny), přítomny jsou též druhy invazní (javor jasanolistý, akát) 2014. © Miloslav Jirků



Obr. F2. Lokalita po čtyřech letech pastvy. Plošky bez vegetace jako stezky a prachová koupaliště velkých kopytníků jsou významnými biotopy pro blanokřídlé a jiný hmyz. Okolní koberce bylin (růžová – čičorka pestrá, žlutá – štírovník a řepík) jsou nejen zdrojem nektaru, ale také hostitelskými rostlinami řady druhů hmyzu, jenž je zdrojem potravy predátorů z řad hmyzu i obratlovců, obojživelníků, plazů, ptáků a hmyzožravců. Milovice 23. 6. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. F3. Stav travinobylinné vegetace čtvrtý rok pastvy na pastvině Milovice (dole) a bezprostředně za její hranicí (nahoře). Nápadná je minimální květnatost, velké množství travní biomasy (včetně mrtvé u země) a intenzivní kvetení trav na nepasené ploše. Fotografie dělí pouze elektrický ohradník a několik vteřin mezi jejich pořízením. Milovice 26. 5. 2018. © Miloslav Jirků



Obr. F4. I v srpnu 2019 na vrcholu mimořádně suchého léta jsou dobře udržované pastviny velkých kopytníků květnatými loukami plnými života. Dole pohled do pastviny Milovice, nahoře pohled bezprostředně za její hranicí. Přes nedostatek vláhy poskytuje pastvina živou vegetaci, kvalitní nektar a další zdroje pro širokou škálu živočichů. Stav vegetace mimo pastvinu je přesně opačný, dominantní trávy jsou většinou uschlé, kvete pouze plevelný vratič obecný produkující nekvalitní nektar. I zde dělí fotografie jen ohradník a několik vteřin mezi jejich pořízením. Milovice 4. 8. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. F5. Pastvina Traviny-západ – jižní svah nad západní částí údolí bezprostředně po zavedení pastvy (11. 7. 2016) a totéž místo po šesti letech pastvy velkých býložravců (4. 8. 2021). I zde je zjevná pozitivní proměna dřívějších degradovaných trávníků v druhově bohatou květnatou louku. V levé třetině horizontu se všimněte haldy velkokapacitní skládky tuhého komunálního odpadu Benátky n. Jizerou, která ve sledovaném období převýšila okolní terén i lesy a stala se nežádoucí dominantou jinak harmonické krajiny dříve bez vizuálního smogu. Plošky polehlé trávy na horním snímku jsou tzv. zálehy kde odpočívali zubři. © Miloslav Jirků



Obr. F6. Pastvina Traviny-západ – luční enkláva na dně údolí západně od zapojeného hlohového lesa bezprostředně po zavedení pastvy (11. 7. 2016) a po šesti letech pastvy velkých býložravců (27. 6. 2021). Jde o jedno z řady míst v rámci pastevní rezervace Milovice, kde se od r. 2019 objevuje každoročně se vzrůstající četností ohrožená a zákonem chráněná rostlina kozinec dánský (*Astragalus danicus*) a řada dalších vzácnějších druhů naší květeny. © Miloslav Jirků

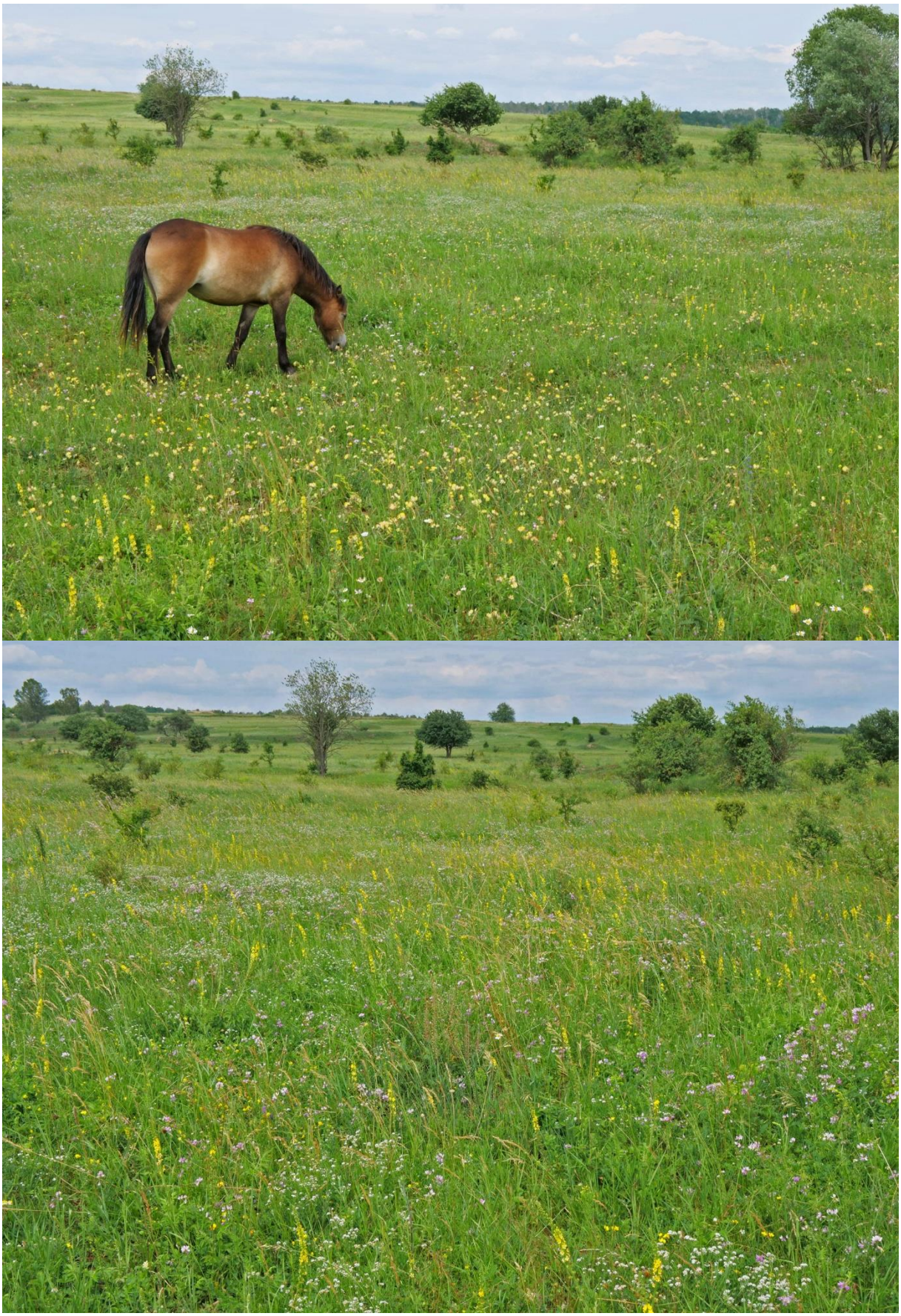
Obnova fenologického střídání rostlinných dominant – obr. F7–F12



Obr. F7. Nahoře výchozí stav značně degradovaného lučního porostu v okamžiku zavedení pastvy (16. 5. 2015). Patrná je absence jarních bylin a velký objem travní biomasy. Dole pastvou obnovený květnatý luční porost na téže pastvině pátý rok po zavedení pastvy (21. 5. 2019). Jarní aspekt (dole), který postupně vznikal pastvou velkých kopytníků, je od čtvrtého roku tvořen koberci žlutě až oranžově kvetoucího pryšce chvojky s příměsí bílých květů rožce rolního, jahodníku trávnice, koncem května i prvních květů kopretiny bílé (na obrázku). Milovice. © Miloslav Jirků



Obr. F8. Krátký, ale o to intenzivnější je úplný závěr jara, kdy se sejde vrchol kvetení dvou dominant – kopretiny bílé a šalvěje luční. Obrázek dole ilustruje rozdíl mezi pasenou (vpravo) a nepasenou plochou. Přestože byl lehký ohradník v rámci opravy posunut, je jasně patrné, kde ještě před pár týdny stával. Milovice, nahoře 1. 6. 2019 © Miloslav Jirků, dole 16. 5. 2018. © Michal Köpping (Pozn.: Výřez z obrázku nahoře byl použit v hlavním textu metodiky, ale bez něj by byl přehled fenofází v obrazové příloze neúplný).



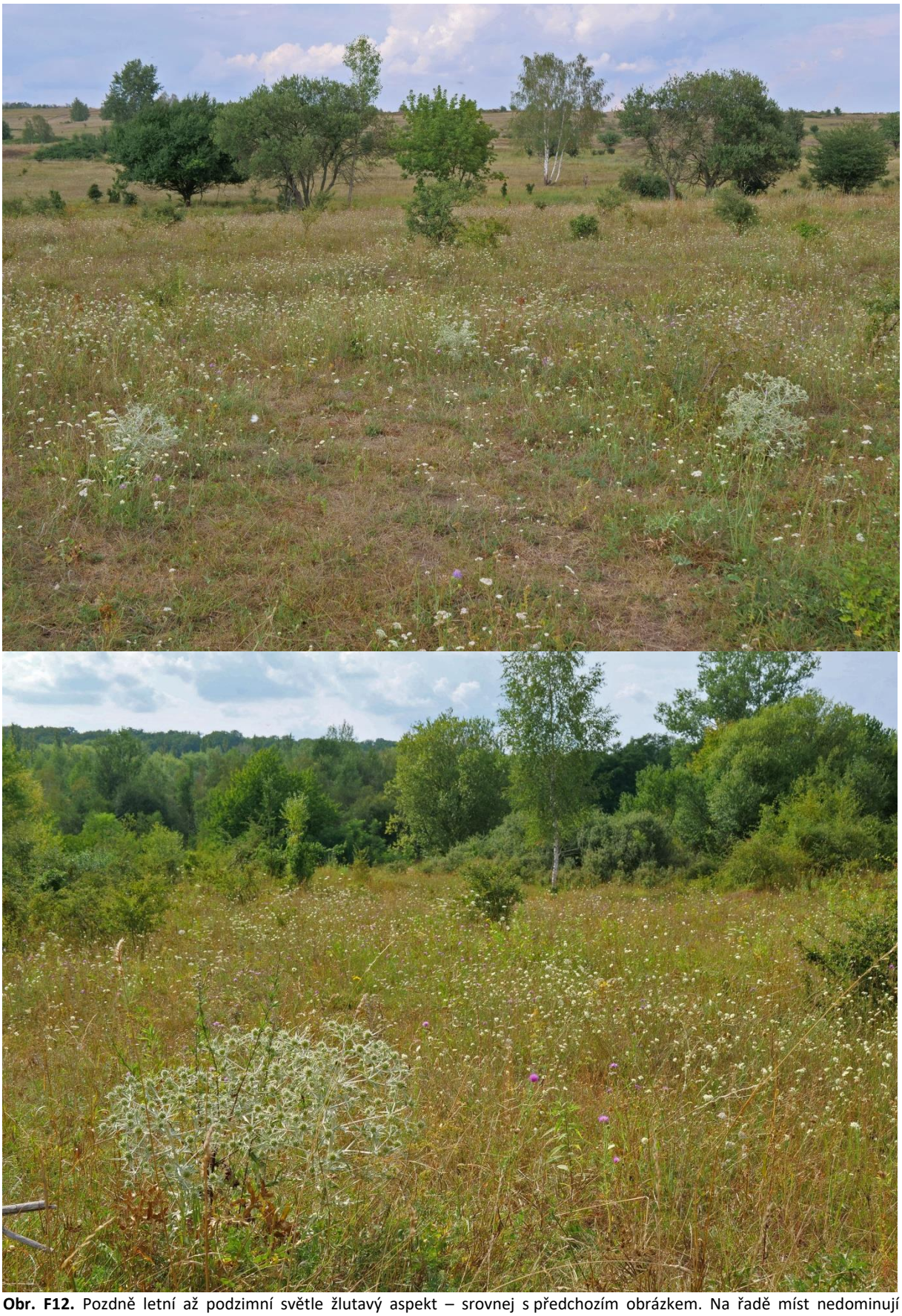
Obr. F9. Časně letní světle žlutý aspekt bíle kvetoucího bílojetele bylinného, růžové čičorky pestré a žlutě kvetoucích řepíku lékařského a úročníku bolhoje. Milovice 23. 6. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. F10. Vrcholně letní sytě žlutý aspekt vytváří zejména svízel syřišťový a řepík lékařský. Dole tuto kombinaci doplňuje statný trs silně ohroženého hořce křížatého. Hořec křížatý je typickou pastevní rostlinou, které škodí seč, a to prakticky kdykoliv od jara do konce podzimu. Extenzivní pastva koňovitých a velkých turů je tak jediným vhodným typem péče o jeho lokality. Nahoře pastvina Milovice 6. 7. 2019, dole pastvina Traviny-západ 13. 7. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. F11. Pozdně letní až podzimní bílý až světle žlutavý aspekt – srovnej s následujícím obrázkem. Na některých místech v tomto období převládají miříkovité, zejména mrkev obecná a bedrník obecný, přidávají se rovněž bíle kvetoucí řebříčky, více či méně početně se přidávají fialové chrpy. Nahoře Traviny-západ 2. 8. 2019 © Vojtěch Lukáš, dole Milovice 4. 8. 2019. © Miloslav Jirků



Obr. F12. Pozdně letní až podzimní světle žlutavý aspekt – srovnej s předchozím obrázkem. Na řadě míst nedominují miříkovité, ale mocně kvetoucí porosty hlaváče žlutavého. Nápadnou komponentou vegetace jsou kvetoucí máčky ladní. Tento aspekt se většinou překrývá s předchozím a ve vlhkých letech vydrží až do konce podzimu. Milovice 4. 8. 2019. © Miloslav Jirků

Příklady fenoménů pastevního managementu – obr. F13–F27



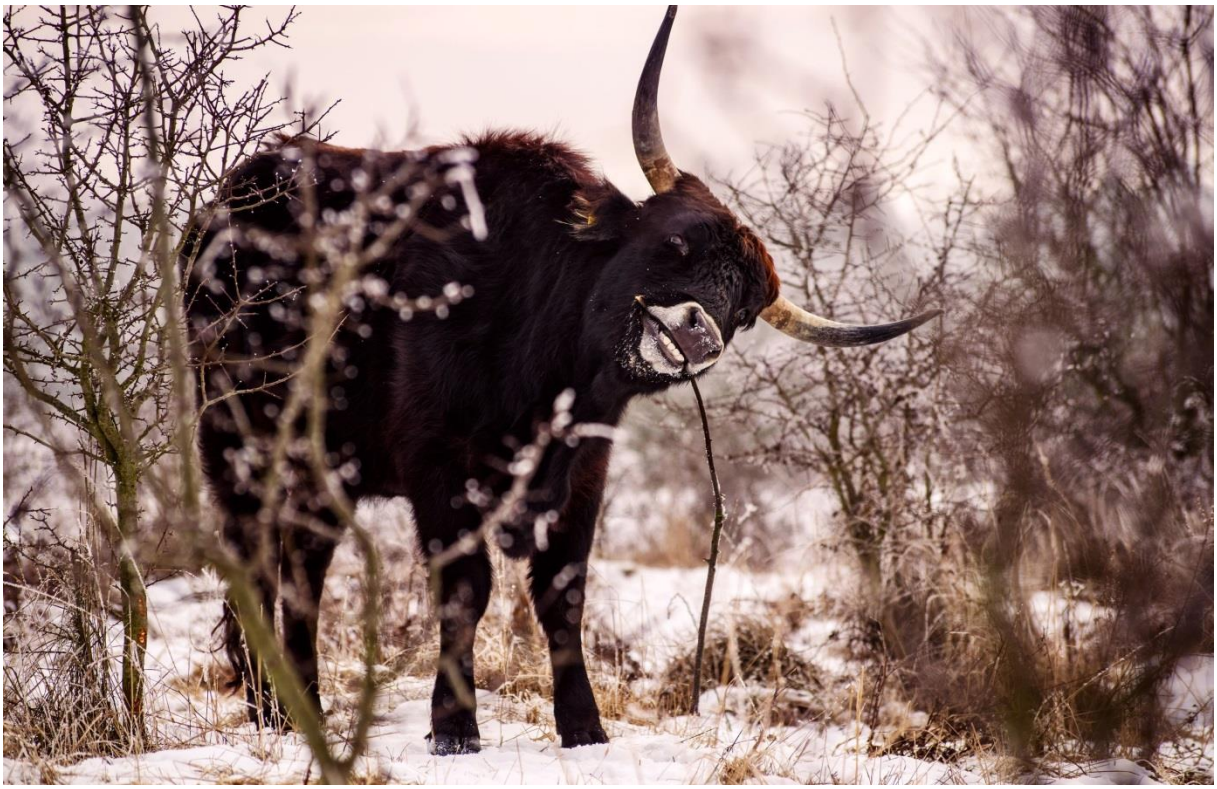
Obr. F13. Zimní pastva je nezbytným předpokladem dobré praxe přirozené pastvy. Vede nejen k odstranění stařiny, ale také taxonů rostlin, které zvířata ve vegetační sezoně nepřijímají. Týká se to např. problematických ostružiníků, které zejména pro velké tury představují jednu z nejvýznamnějších komponent potravy mimo vegetační období. Samice tzv. zpětně šlechtěného pratura (nahoře). V zimě se zvířata také ve větší intenzitě věnují okusu dřevin (exmoorský kůň dole). Pastevní rezervace Milovice, pastvina Pod Benáteckým vrchem. © Michal Köpping



Obr. F14. Telata velkých turů žijících v přirozeném prostředí tráví první dny až týdny života o samotě, ukryta ve vysoké trávě (na obrázku dvojčata). Matky je chodí kojit v asi dvouhodinových intervalech. Tím se pratuři i zubři podobají spíše srncům a jelenům než koním, jejichž hříbata se s matkami připojují ke stádu již asi 30 minut po porodu. Při pocitu ohrožení telata hlasitě volají matky, které pak dokážou vyvinout obdivuhodnou rychlost. Možnost ukrývání ve vysokém porostu je jednou z důležitých podmínek zdravého vývoje telat, které se jim v konvenčních chovech bohužel nedostává. © Michal Köpping



Obr. F15. Stádní zvířata často vykazují synchronizované chování činící stádo jako celek efektivnější. Zatímco většina členů se věnuje rutinní činnosti (pastva, odpočinek), někdo vždy hlídá dění kolem. Na obrázku je patrné sladěné chování jak u koní pospávajících v pozadí (identický postoj a orientace), tak u koní v popředí, sledujících procházející skupinu divokých prasat. Dříve než se zeptáte: ne, koně nejsou nakopírovaní. © Michal Köpping



Obr. F16. U turů je okus větviček a listí dřevin záležitostí celoroční, u koní spíše sezonní. Nejintenzivnější je v období vegetačního klidu. Dřeviny představují max. 20 % potravy velkých turů a 10 % potravy koní, což stačí na zpomalení zarůstání otevřené krajiny lesem, nikoliv křovinami. Různí kopytníci využívají dřeviny odlišně, všichni ale rádi okusují slivoně, topoly, jasany a vrby, avšak ne třešně. Duby zase okusují velcí tuři, nikoliv však koně. Jehličnany okusují jen koně a skot, zubři nikoliv, místo toho jim loupou kůru. Stromy se stávají vůči velkým kopytníkům imunní kolem 25 let věku. © Michal Köpping



Obr. F17. Okus dřevin vytváří typické „pastevní“ růstové formy. Dřeviny okusované ze všech stran se vyvíjejí v nízké kompaktní trnité tvary. Vyšší dřeviny, které kopytníkům utekly vzhůru a které jsou okusovány jen ze stran, získávají typický deštníkovitý tvar připomínající africké akácie. Mnoho dřevin, zejména čeledi růžovité, je na okus a loupání kůry adaptováno vytvořením spleti krátkých a silně otrněných větviček, chránících kmen a kosterní větve. © Věra Kuttelvašerová Stuchelová



Obr. F18. Hry jsou pro vývoj mláďat zásadní. Rozvíjí motorické, sociální a kognitivní schopnosti a vyrůstání s vrstevníky ve fungujícím stádě nemůže nic nahradit. Hříbata i telata od útlého věku při hraní napodobují typické prvky chování svých druhů. Mezi hrami hříbat proto převažuje honěná a hřebčí souboje (na obrázku), později se přidávají hry sexuální. U velkých turů bezpečně vedou souboje na rohy (u malých telátek spíše na čela). © David Dirga



Obr. F19. Koně i zubři si denně dopřávají zdravé a zjevně příjemné prachové koupele. Pečují tak o svou srst a kůži. K válení využívají plochy rozryté prasaty, písčiny a podobně, často však kopyty a rohy strhnou drn a koupaliště si vytvoří sami. Koupaliště jsou využívána jen několik týdnů či měsíců. Opuštěná koupaliště jsou specifickým raně sukcesním biotopem, který osidlují rostliny, jež jinak v okolních trávnících nerostou. © Věra Kuttelvašerová Stuchelová



Obr. F20. Menším býložravcům se po boku velkých kopytníků daří – podporují totiž růst mladé výživné vegetace odstraňováním hrubých trav. Existují však mezi nimi určité zákonitosti. Zatímco daňci se běžně pasou blízko velkých kopytníků (na obrázku), srny si od nich udržují odstup. Prasata zase klidně hledají potravu mezi koňmi, ale zubrům a praturům se vyhýbají. Pastevní rezervace Milovice, lokalita Traviny-západ, NPP Mladá. © Vojtěch Lukáš



Obr. F21. Koně a tuři se pasou odlišně. Rozdíly začínají ukusováním vegetace. Koně uchopují trávu pružnými pysky, načež ji ustřihnou řezáky jako nůžkami. Oproti tomu tuři uchopují vegetaci dlouhým svalnatým jazykem a sousto pak utrhnou či odlomí s pomocí pevných pysků a řezáků. Lze říci, že jazyk turů je pátá končetina, bez které by se její majitelé ani nenajedli. Pastevní rezervace Milovice, lokalita Traviny-západ, NPP Mladá. © Vojtěch Lukáš



Obr. F22. Koně jsou specialisté – přes 80 % jejich potravy tvoří trávy, jejichž spásáním podporují nektarodárné byliny, které naopak téměř nejedí. Jednou z čestných výjimek jsou bodláky, jejichž květy jsou pro koně neodolatelnou lahůdkou. Čím více květů jim koně snědí, tím více květů bodláky vytvoří. Bodláky koním navzdory, a vlastně i díky nim, nakonec vyprodukují mnoho semen. Je tak zajištěno nové bodláčí pokolení a zkrátka nepřijdou ani semenožraví ptáci, pro které jsou semena bodláků před zimou velmi důležitým zdrojem. © Michal Köpping



Obr. F23. I dospělí se rádi baví. Zubří býci s oblibou lámou větve, vyvrací stromky, ryjí rohy do svahů. Tento zubr pomocí rohů obratně žongluje kládou na hlavě. Samice a mladí jedinci se však v podobných chvílích pohody spíše vzájemně honí, šťouchají se rohy nebo jen rozverně poskakují. Hra dospělých signalizuje dobrou fyzickou kondici, pohodu a radost ze života a upevňuje vzájemné vztahy ve stádě. © Vojtěch Lukáš



Obr. F24. Hejna špačků obecných (*Sturnus vulgaris*) doprovázejí stáda velkých kopytníků na pastvinách. Na jaře a na začátku léta převládá v potravě špačků živočišná potrava, včetně hmyzu, jako jsou brouci (33,2 %), blanokřídlí (6,1 %), dvoukřídlí (3,2 %) a motýli (3,1 %). Na kvetoucích pastvinách tak nacházejí bohatou potravní nabídku, navíc jim procházející stádo usnadňuje lov tím, že hmyz plaší. Pastevní rezervace Milovice, lokalita Pod Benáteckým vrchem. © Michal Köpping



Obr. F25. Velcí kopytníci pomáhají zadržovat vodu v krajině. Nejen udržováním tůní tím, že díky pastvě nezarůstají vegetací. Díky symbióze s koprofágními brouky se do půdy rychle vrací trus a spolu s ním organická hmota a velké množství uhlíku, chodbičky chrobáků navíc usnadňují vsakování vody. Pastviny velkých kopytníků tak pomáhají s regenerací půdy i sekvestrací uhlíku v půdě. Celosvětově pastevní ekosystémy vážou až 30 % uhlíku, tedy o 50 % více než veškeré lesy na planetě. Tůně v pastevní rezervaci Milovice, Traviny-západ. © Michal Köpping



Obr. F26. Hořec křížatý (*Gentiana cruciata*, vpravo dole) se nejlépe mapuje na podzim, kdy svým habitem a zbarvením vyniká na pozadí okolní vegetace. Pastvina Traviny-západ, v pozadí stádo zubů evropských (*Bison bonasus bonasus*), kteří spolu s divokými koňmi svou činností udržují 250 ha nejrozsáhlejšího lučního komplexu Traviny, jenž se dochoval v bývalém VVP Milovice-Mladá, dnes částečně chráněném NPP Mladá. © Miloslav Jirků



Obr. F27. Skupina šesti semenáčů hořce křížatého (*Gentiana cruciata*) na pastvině Milovice. © Miloslav Jirků

Příklady kvetoucích bylin a motýlů pastevní krajiny – obr. F28–F29



←Obr. F28. Příklady rostlin červeného seznamu ČR, které dle zkušeností z pastevní rezervace Milovice velmi pozitivně reagují na přirozenou pastvu a během jednotek let se začínají vracet i v degradovaných suchých trávnících: a. hvozdík svazčitý (*Dianthus armeria* LC/C4a), b. ledenec přímořský (*Lotus maritimus* NT/C3), c. mochna přímá (*Potentilla recta* LC/C4a), d. pcháč bezlodyžný (*Cirsium acaulon* NT/C4a), e. zeměžluč okolíkatá (*Centaurium erythraea* LC/C4a), f. bílojetel bylinný (Dorycnium herbaceum NT/C3), g. pupava Biebersteinova (*Carlina biebersteinii* DD/C4b), h. hořec křížatý (*Gentiana ctuciata* EN/C2b+§). Na bázi listů kolem horního patra květů jsou patrná četná vajíčka modráska hořcového Rebelova (*Phengaris alcon* f. *rebeli*, EN). Stupně ohrožení/ochrany dle Grulich and Chobot (2017). Milovice a Traviny-západ. © Miloslav Jirků



Obr. F29. Příklady druhů motýlů, kteří se vyskytují v pastevní rezervaci Milovice: a. modrásek ušlechtilý (*Polyommatus amandus*), b. ohniváček černočárný (*Lycaena dispar*), c. perleťovec velký (*Argynnis aglaja*), d. okáč bojínkový (*Melanargia galathea*), e. otakárek fenyklový (*Papilio machaon*), f. soumračník jahodníkový (*Pyrgus malvae*). © Michal Köpping

Příklady pastevních rezervací v ČR – obr. F30–F60



Obr. F30. Charakteristické prostředí pastevní rezervace Plachta v Hradci Králové tvoří enkláva otevřené krajiny s roztroušenými borovicemi a břízami. Pastva řeší především předchozí problémy s expanzí třtiny křovištní a ovsíku vyvýšeného, ostružin a dřevin. © Kamil Hromádka



Obr. F31. Na Plachtě přispívá pastva exmoorských koní k péči o velmi rozmanitá prostředí. Omezila jednotvárné rákosiny na březích rybníka Jáma (nahoře) a okraji lesních porostů, které jsou rovněž součástí pastevní rezervace. © Kamil Hromádka



Obr. F32. Ptačí park Josefovské louky u Jaroměře představuje biotop silně podmáčených a sezonně zaplavovaných luk. První skupina koní přijela v roce 2018 a pomohla zvýšit květnatost lokality. Koně později doplnila i skupina zpětně šlechtěných praturů. Ti spásají dvouděložné plevely, které koně nepřijímají. © Břeněk Michálek



Obr. F33. Exmoorští koně v Ptačím parku Josefovské louky spásají vegetaci v pobřežních mělkých vodách. Pomáhají tak potlačovat porosty rákosu a dalších dominantních rostlin, čímž podporují obnovu druhově a strukturně heterogenních silně podmáčených a sezonně zaplavovaných luk. © Alice Janečková



Obr. F34. Ani v lokalitě, kde se vyskytují velké populace ptáků, nepůsobí stáda velkých kopytníků rušivě. Pastvě a hledání potravy se tak současně jen několik metrů od sebe věnuje hřebec exmoorského koně a čáp bílý (*Ciconia ciconia*) (nahoře). Na hřbetě mladého hřebce se vozí špaček obecný (*Sturnus vulgaris*). Ptačí park Josefovské louky u Jaroměře. © Alice Janečková



Obr. F35. Mladá samice zpětně šlechtěného pratura v hustých pobřežních porostech v Ptačím parku Josefovské louky. Doplnění stáda koní o divoké tury zvýšilo pestrost lokality. Spasené pobřežní pásmo je oblíbeným místem pro různé druhy bahňáků, včetně jespáka obecného (*Calidris alpina*) (dole). Nahoře © Břeněk Michálek, dole © Alice Janečková



Obr. F36. Exmoorští koně na květnatém pahorku vNárodním parku Podyjí, na pastvině Havranické vřesoviště. Podyjí se v roce 2018 stalo prvním národním parkem v České republice, kde se k péči o krajinu používá přirozená pastva velkých býložravců. (21. 6. 2022). Pastva v této lokalitě svědčí mnoha druhům kvetoucích bylin, jako je například rozrazil rozprostřený (*Veronica prostrata*, dole, 20. 4. 2022). © Robert Stejskal



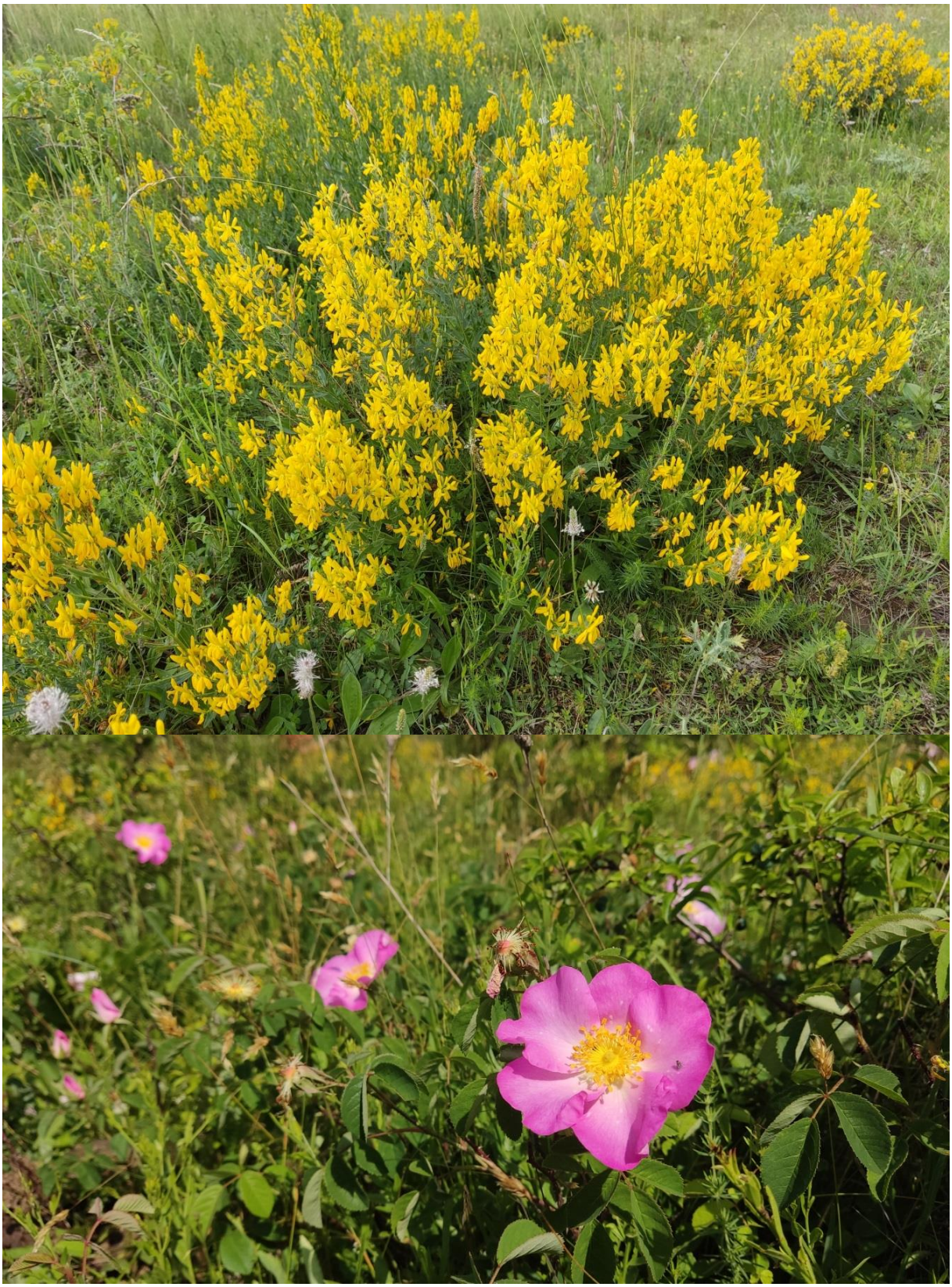
Obr. F37. Pastva exmoorských koní v lokalitě Havranické vřesoviště v Národním parku Podyjí vedla k potlačení expanzivních trav (nahoře 3. 3. 2022), které uvolnily místo vzácným bylinám, jako je například koniklec velkokvětý (*Pulsatilla grandis*), který má v těchto místech silnou populaci (dole 24. 3. 2022). © Robert Stejskal



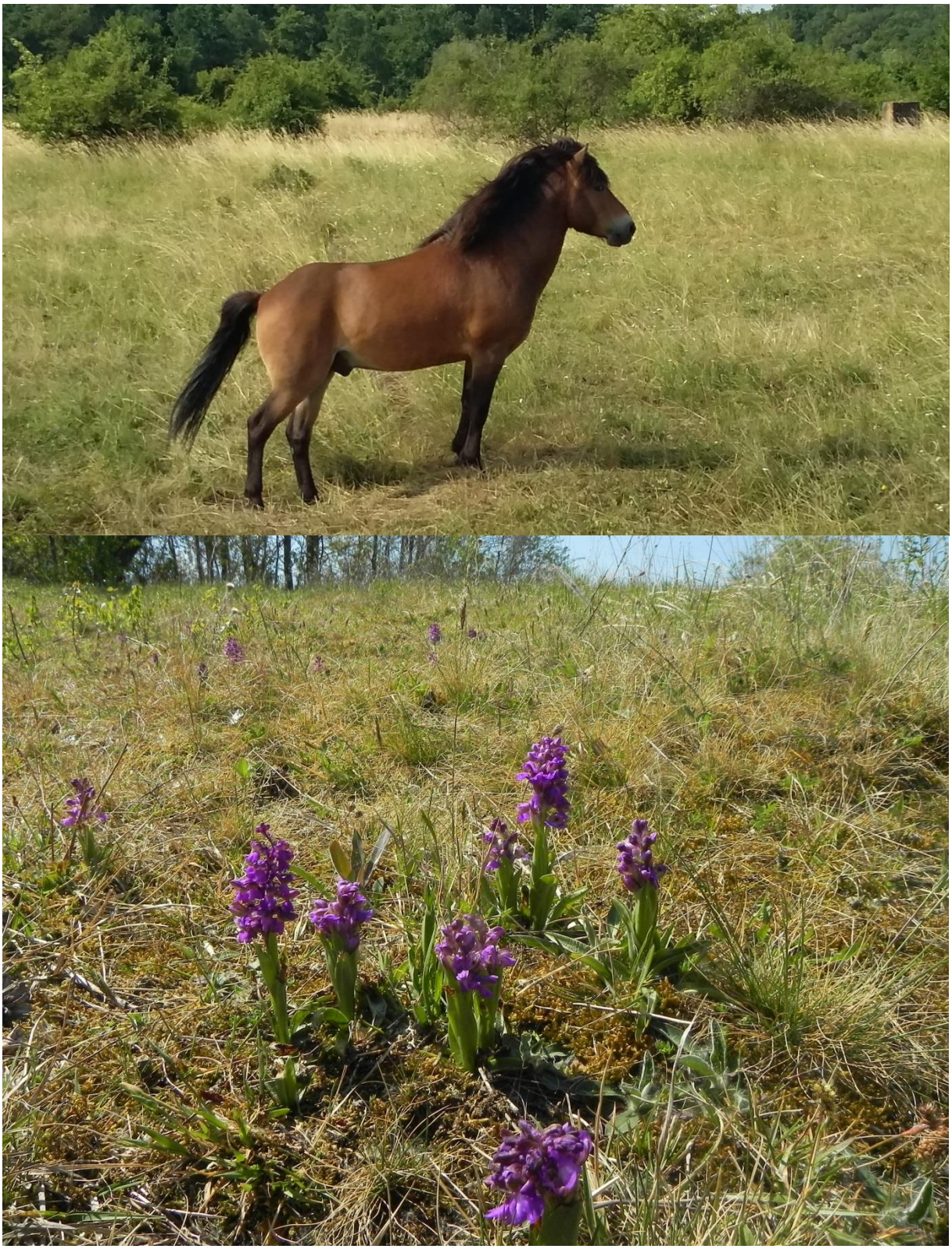
Obr. F38. I když není pastvina na Havranickém vřesovišti se svou rozlohou 35 ha rozsáhlá, zahrnuje velmi různorodá prostředí. Od druhově bohaté suché skalní stepi (nahoře) až po lesní porosty. V nich se vyskytuje také roháč obecný (*Lucanus cervus*), největší brouk Evropy, dole 29. 5. 2022. © Robert Stejskal



Obr. F39. Bývalá Mašovická střelnice v NP Podyjí. Stádo exmoorských koní tam od května 2018 pastvou redukuje expanzivní druhy trav. Pastva svědčí mnoha druhům nektarodárných bylin, včetně hvozdíku kropenatého (*Dianthus deltoides*), jehož porosty se po zavedení pastvy rozšiřují. Nahoře © D. Dostál, dole 14. 6. 2022. © Robert Stejskal



Obr. F40. Na Mašovické střelnici v NP Podyjí díky pastvě exmoorských koní bohatě kvete kručinka barvířská (*Genista tinctoria*), keřovitá rostlina z okrajů lesů a křovinatých biotopů. Dalším výrazným obyvatelem pastvin je růže galská (*Rosa gallica*). 14. 6. 2022. © Robert Stejskal



Obr. F41. V prvním roce zahájení pastvy na Mašovické střelnici v NP Podyjí zvířata především redukovala dominantní porosty chudých trávníků. Nahoře hřebec exmoorského koně 14. 6. 2018. Několikaletý pastevní tlak vytvořil podmínky pro obnovu populací vzácných orchidejí, jako je vstavač kukačka (*Orchis morio*). Nahoře © Dalibor Dostál, dole © Robert Stejskal



Obr. F42. Exmoorští koně v pastevní rezervaci u Dobřan v Plzeňském kraji, kterou založila tamní radnice. Pastva zvířat pomáhá potlačovat expanzivní druhy trav. Jako zdroj vody koně využívají nejen napajedlo, ale také dočasné kaluže a tůňky. Nahoře © Jakub Urbanec, dole © Jaroslav Vogeltanz



Obr. F43. Pastevní rezervace u Dobřan, kde se nachází Přírodní památka Šlovický vrch, pomáhá udržovat pestrou biotopovou mozaiku na bývalém vojenském cvičišti. V pasených plochách se může kromě trav uplatnit také celá řada lučních bylin včetně několika druhů jetelů – nahoře kriticky ohrožený jetel žíhaný (*Trifolium striatum*). Silnou a stabilní populaci má v lokalitě listonoh letní (dole). Nahoře © Sylvie Pecháčková, dole © Ondřej Peksa



Obr. F44. V bývalém vojenském cvičišti u Rokycan vznikla pastevní rezervace v roce 2019. Zvířata mají k dispozici rozmanitá stanoviště, včetně lesních enkláv a ploch zarostlých křovinami. Ty poskytují koním i zubrům nejenom rozmanitější potravu, ale také závětří v případě nepříznivého počasí. © Taťána Typltová



Obr. F45. Kosatec sibiřský (*Iris sibirica*) je na území České republiky zvláště chráněným druhem, patří do kategorie silně ohrožený. V pastevní rezervaci u Rokycan se této modře zbarvené květině velmi dobře daří. Pastva zubrů a exmoorských koní pro ni vytváří optimální podmínky. © Robert Beneš



Obr. F46. Tvorba tůní, spolu s prosvětlováním lesů a rozšiřováním lučních enkláv jsou hlavními typy doplňkových managementových opatření na podporu biodiverzity pastevní rezervace u Rokycan. Díky podpoře a aktivnímu vytváření různorodých typů mokřadů a tůní různých hloubek a velikostí hostí lokalita mimořádně pestré společenstvo obojživelníků. Kromě početného skokana zeleného (*Pelophylax* kl. *esculentus*, nahoře), všudypřítomných kuněk (*Bombina* spp., dole) a hnědých skokanů (*Rana* spp.) zde vytvářejí velmi početné populace i čolek velký (*Triturus cristatus*), čolek horský (*Ichthyosaura alpestris*) a čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*). Vyskytují se zde i ohrožené druhy mokřadních rostlin, kromě kosatce sibiřského také ďáblík bahenní (*Calla palustris*). © Robert Beneš



Obr. F47. Kozmické ptačí louky na Opavsku jsou nejrozsáhlejší českou pastevní rezervací v soukromém vlastnictví. Systém nivních luk v povodí řeky Opavy je rájem mnoha druhů vodních ptáků, ale i hmyzu, obojživelníků a plazů. © Archiv Semix



Obr. F48. Také opeřenci na Kozmických ptačích loukách často hlídkují na hřbetech exmoorských koní. O intenzitě tohoto počínání svědčí i výkaly na hřbetech koní. © Archiv Semix



Obr. F49. Souboje hřebců na Kozmických ptačích loukách. Bakalářská skupina v této lokalitě je nejpočetnější v České republice. © Archiv Semix



Obr. F50. Bývalý rybník Baroch na Pardubicku se stal pastevní rezervací v roce 2020. Exmoorští koně v podmáčené lokalitě potlačují především rozsáhlé rákosiny. Na březích díky pastvě kvetou druhově bohaté porosty. © David Číp



Obr. F51. Pastevní rezervace Baroch je z jihu, severu a západu obklopena lesem, což příznivě ovlivňuje mikroklima oblasti. Po zavedení pastvy byla v této lokalitě poprvé po dvaceti letech zaznamenána vážka jasnoskvrnná (*Leucorrhinia pectoralis*), největší z našich druhů rodu *Leucorrhinia*. © Alice Janečková



Obr. F52. Pastevní rezervace Meandry Lužnice na Třeboňsku je situována na dolní a horní terase údolní říční nivy. Zatímco horní část (nahoře) je poměrně suchá s uměle vyhloubenou tůní, dolní terasu tvoří mokřady, ve kterých byly zhotoveny mělké tůně. Nachází se tu i přirozené deprese a naopak sušší vyvýšená místa porostlá dřevinami (dole). © Dalibor Dostál



Obr. F53. Na horní terase pastevní rezervace v nivě Lužnice dominuje kulturní travní porost, na jehož složení měla vliv pastva a pravidelné kosení v minulosti (nahoře). Na dolní terase pak dominuje spontánní mokřadní vegetace, která zde převládla po upuštění od hospodaření na stelivových loukách koncem 50. let 20. stol. (dole). Před zavedením pastvy zde dominovaly zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Nahoře © Josef Svačina, dole © Dalibor Dostál



Obr. F54. Přírodní rezervace Janovský mokřad v Plzeňském kraji u obce Nýřany. Byla vyhlášena dne 24. 5. 2021, již v prosinci téhož roku byla v lokalitě zahájena pastva velkých kopytníků. Samice zpětně šlechtěného pratura spásají v podmáčených částech vlhkomilnou vegetaci (kopřiva dvoudomá, chrastice rákosovitá, rákos), ve vyvýšené části suchomilnou vegetaci (třtina křovištní, ostružiník, merlíky apod.). © Taťána Typltová



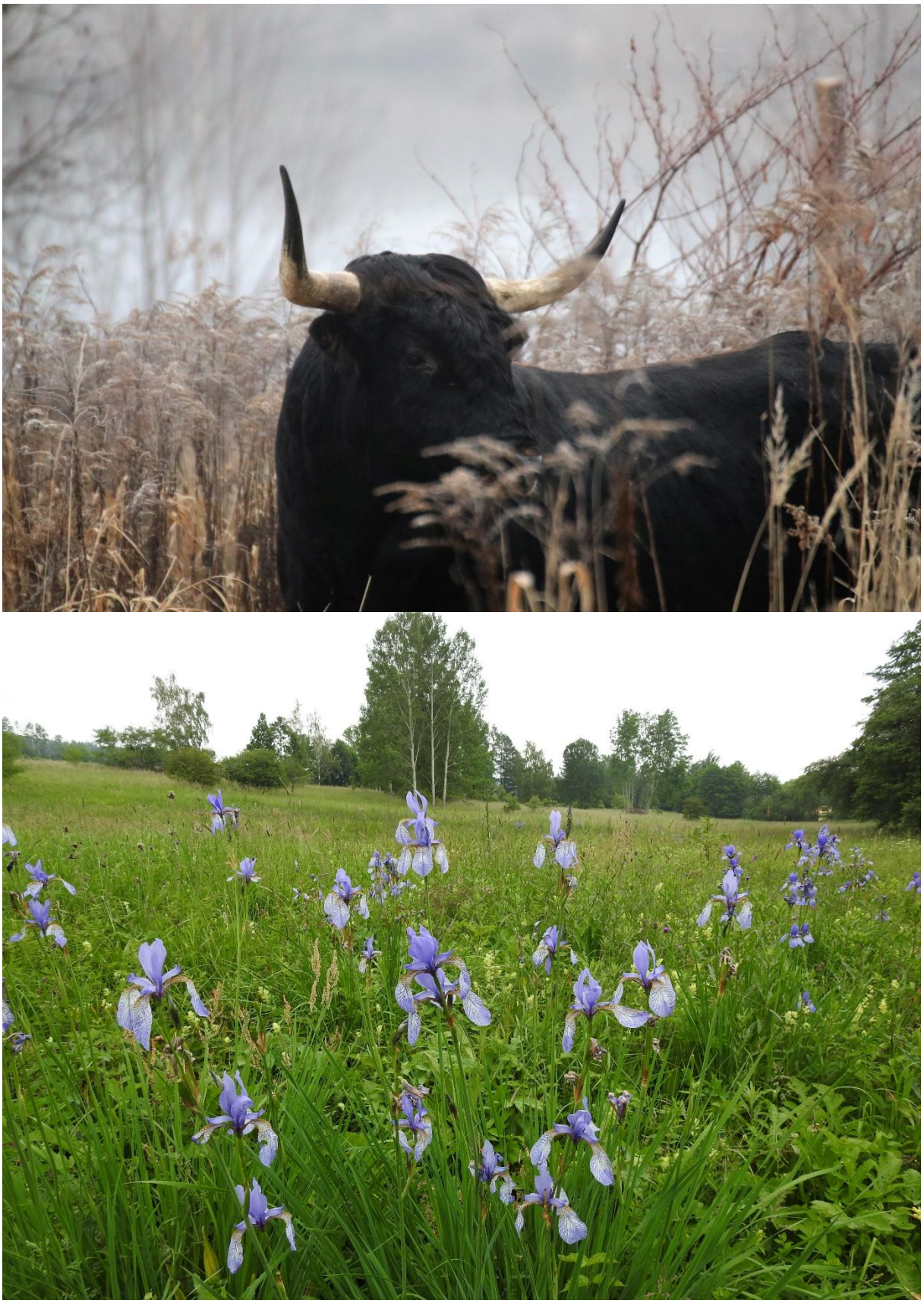
Obr. F55. Slavík modráček (*Luscinia svecica*) hnízdí především v porostech rákosu, orobince a ostřic na okrajích rybníků (nahoře). Jeho potravu tvoří z větší části hmyz. V pastevní rezervaci u Nýřan tak našel optimální podmínky. Podobně jako bramborníček černohlavý (*Saxicola rubicola*), který si staví hnízda na zemi v husté trávě. Sameček má černou hlavu a hřbet a rezavou hruď. © Radek Zeman



Obr. F56. Jeřáb popelavý (*Grus grus*) našel v rámci Janovského mokřadu vhodné rákosiny k hnízdění. Pro druhy, které potřebují otevřený přechod k vodě, vytvářejí různorodé prostředí exmoorští koně (dole). Není bez zajímavosti, že unikátní mokřad vytvořil bobr evropský (*Castor fiber*), který stavbou hrází na vodním toku protékajícím oblastí způsobil zvýšení hladiny a vznik mokřadního biotopu. Nýřanský mokřad, nahoře © Radek Zeman, dole © Taťána Typltová



Obr. F57. Zpětně šlechtění pratuři v pastevní rezervaci u Krnova krátce po vypuštění do nově zřízené rezervace. Výška býků v kohoutku dosahuje 160 až 170 centimetrů, přesto se zvířata téměř ztrácejí v husté a vysoké vegetaci. Stav lokality názorně ilustruje vývoj krajiny, z níž v minulých desetiletích zmizely potřebné disturbance. Pastva velkých kopytníků by měla již během několika let charakter vegetace zcela změnit, potlačit expanzivní druhy trav a zvýšit květnatost. © Dušan Martiník



Obr. F58. Býk zpětně šlechtěného pratura v nově zřízené pastevní rezervaci u Krnova na sklonku roku 2022 (nahoře). Pastva by měla zajistit vhodné podmínky pro zachování vzácných druhů, které v těchto místech rostou. Mezi ty nejcennější patří například kosatec sibiřský (*Iris sibirica*), jehož populace je v lokalitě významná. Nahoře © Dušan Martiník, dole © Adrián Czernik



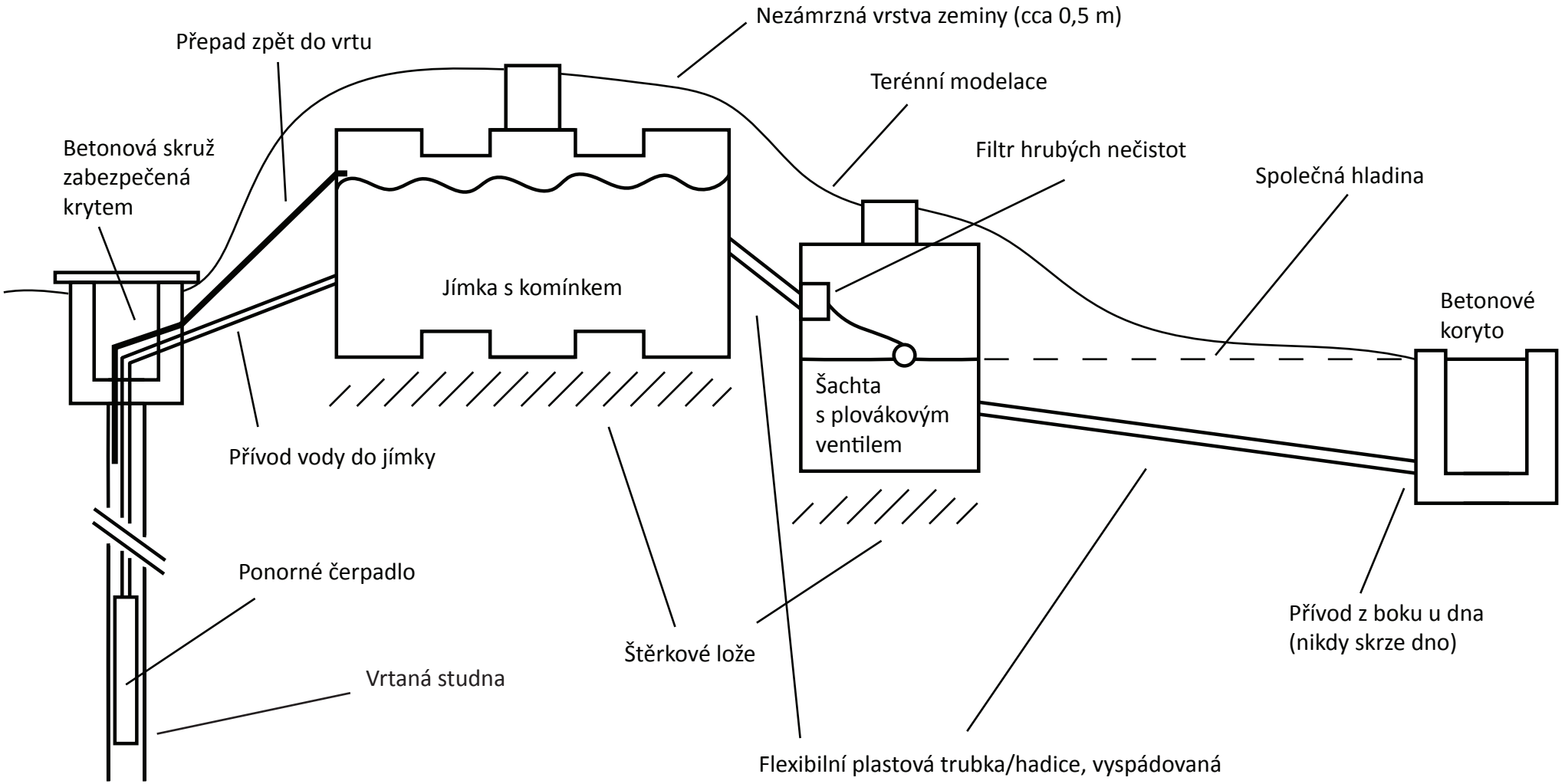
Obr. F59. Téměř ohrožený (NT) hnědásek jitrocelový (*Melitaea athalia*) patří mezi nejpočetnější motýly na území bývalého vojenského prostoru Krnov – Chomýž. Nově založená pastevní rezervace by pro něj měla zabezpečit dlouhodobě příznivé podmínky. © Tomáš Kuras



Obr. F60. Poslední exemplář prstnatce májového (*Dactylorhiza majalis* subsp. *majalis*) v lokalitě Chomýž u Krnova. Nově založená pastevní rezervace by mohla vytvořit podmínky pro obnovení populací orchidejí, podobně, jako se to podařilo v Národním parku Podyjí, na Plachtě v Hradci Králové nebo na Barochu na Pardubicku. © Adrián Czernik

Příloha č. 5: Schematické nákresy technických řešení

Schéma napajedla s vrtem a zásobní jímkou (bokorys)



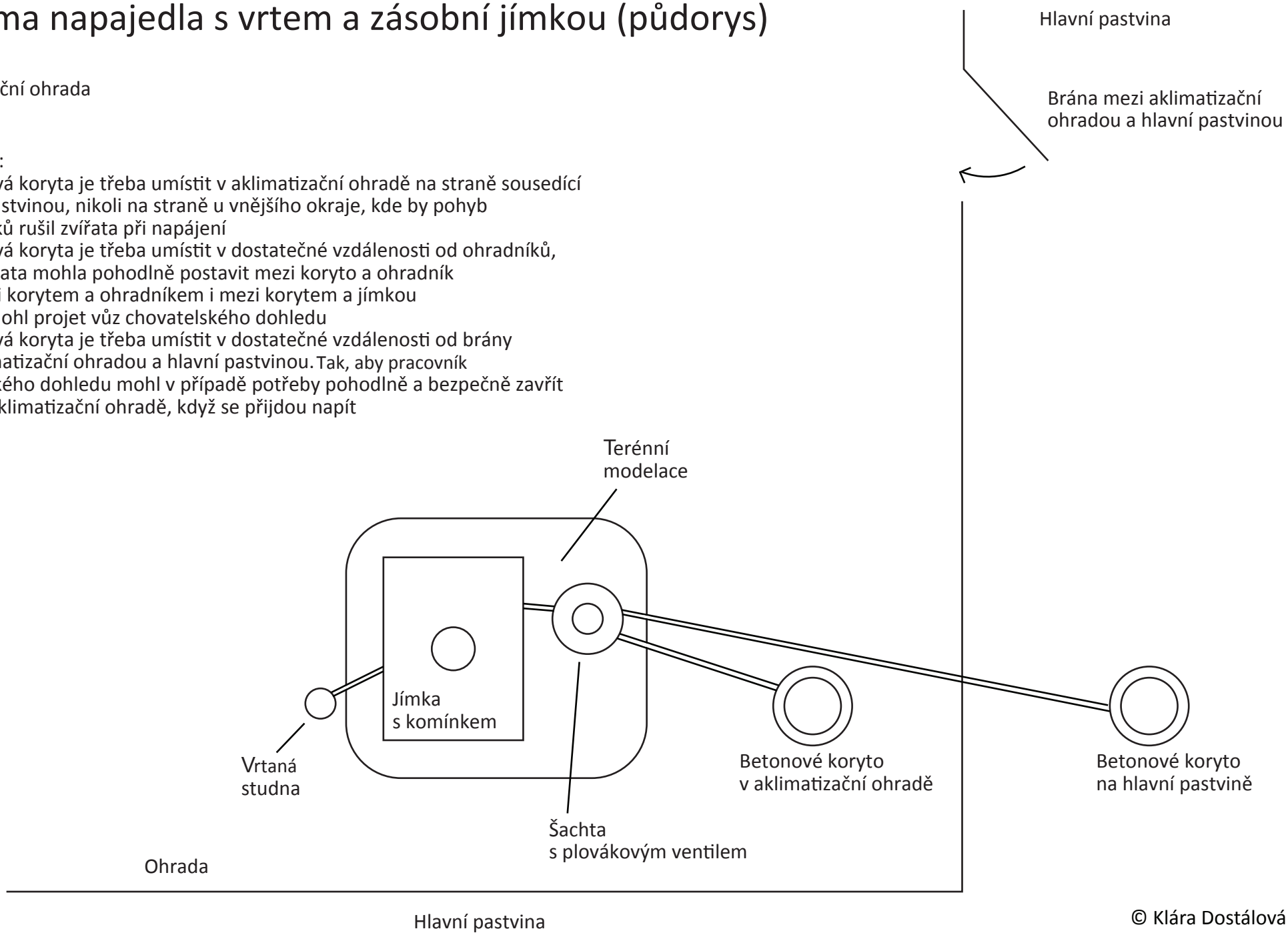
1. Pro stáda o desítkách zvířat je vhodný objem jímky 5 m^3, v případě výpadku čerpadla či jiné závady jde o zásobu na 3–4 dny
2. Schéma je zjednodušené, pro přehlednost pouze s jedním korytem. U pastvin s aklimatizační ohradou se standardně používají dvě koryta, jedno v aklimatizační ohradě a druhé v hlavní ohradě

© Klára Dostálová

Schéma napajedla s vrtem a zásobní jímkou (půdorys)

Aklimatizační ohrada

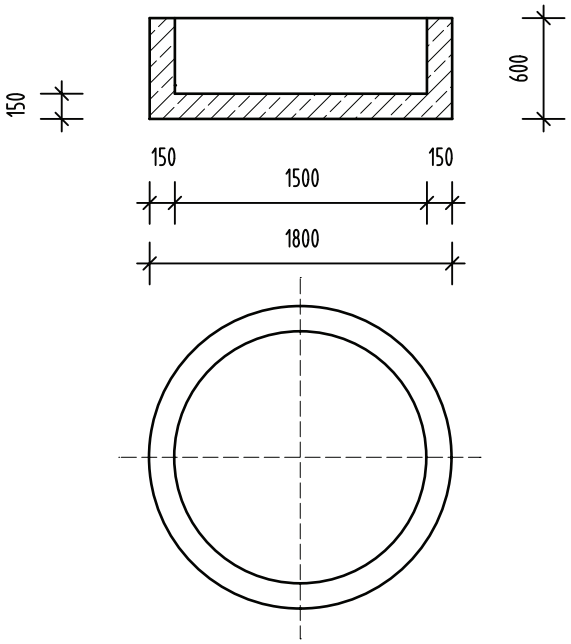
Poznámky:
1. Betonová koryta je třeba umístit v aklimatizační ohradě na straně sousedící s hlavní pastvinou, nikoli na straně u vnějšího okraje, kde by pohyb návštěvníků rušil zvířata při napájení
2. Betonová koryta je třeba umístit v dostatečné vzdálenosti od ohradníků, aby se zvířata mohla pohodlně postavit mezi koryto a ohradník a aby mezi korytem a ohradníkem i mezi korytem a jímkou na vodu mohl projet vůz chovatelského dohledu
3. Betonová koryta je třeba umístit v dostatečné vzdálenosti od brány mezi aklimatizační ohradou a hlavní pastvinou. Tak, aby pracovník chovatelského dohledu mohl v případě potřeby pohodlně a bezpečně zavřít zvířata v aklimatizační ohradě, když se přijdou napít



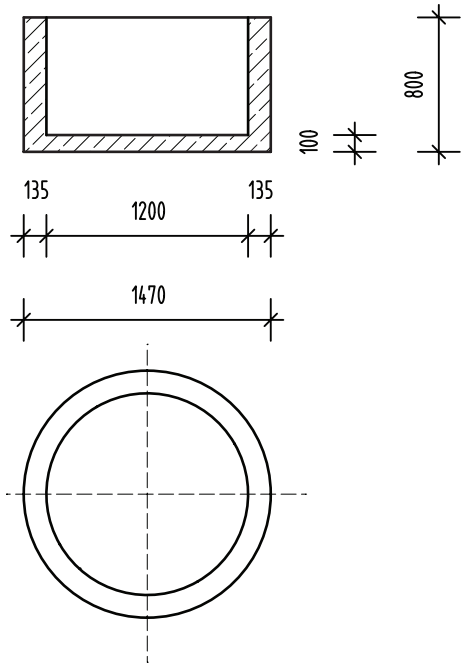
© Klára Dostálová

Schematický nákres betonových koryt (bokorys)

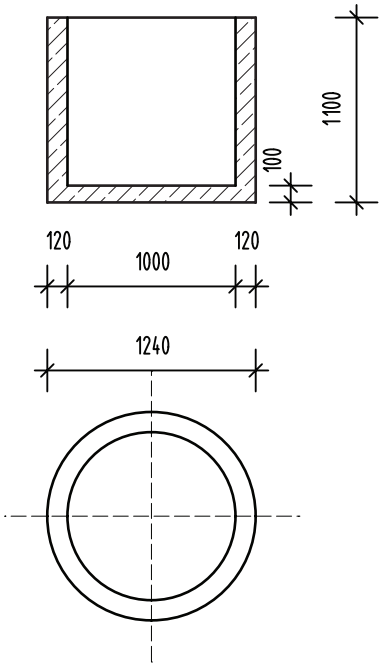
Jímka
DJ 1500/600



Jímka
DJ 1200/800

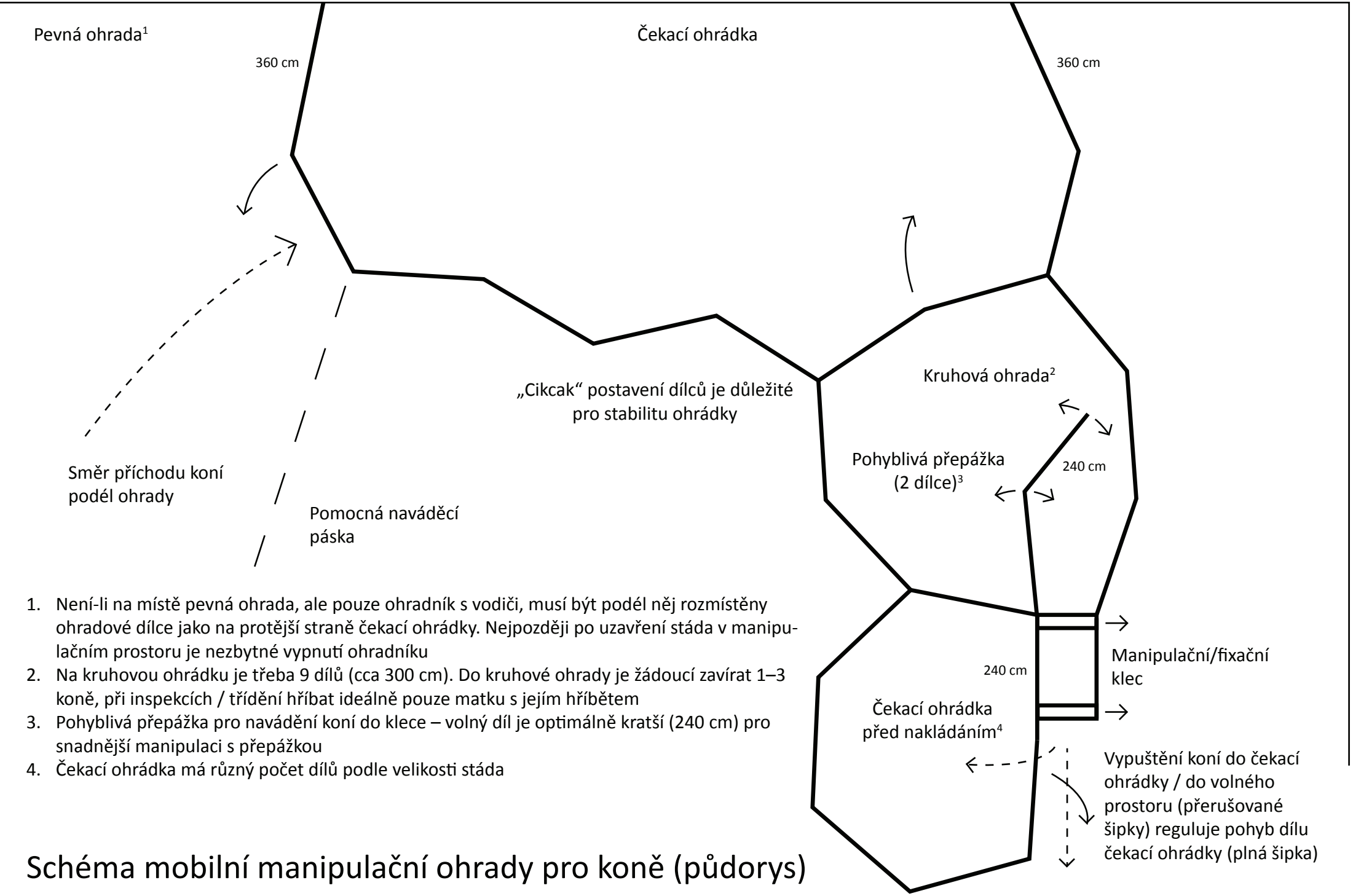


Jímka
DJ 1000/1100



Poznámka: Standardně se na pastvinách používá betonové koryto 1200/800

© H.A.N.S. Prefa



1. Není-li na místě pevná ohrada, ale pouze ohradník s vodiči, musí být podél něj rozmístěny ohradové dílce jako na protější straně čekací ohrádky. Nejpozději po uzavření stáda v manipulačním prostoru je nezbytné vypnutí ohradníku
2. Na kruhovou ohrádku je třeba 9 dílů (cca 300 cm). Do kruhové ohrady je žádoucí zavírat 1–3 koně, při inspekcích / třídění hříbat ideálně pouze matku s jejím hříbětem
3. Pohyblivá přepážka pro navádění koní do klece – volný díl je optimálně kratší (240 cm) pro snadnější manipulaci s přepážkou
4. Čekací ohrádka má různý počet dílů podle velikosti stáda

Schéma mobilní manipulační ohrady pro koně (půdorys)

© Klára Dostálová