

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**Vliv fyzickogeografických podmínek prostředí
na změny diverzity a abundance vodních druhů
ptáků**

Bakalářská práce

Matyáš Adam

květen 2010

Vedoucí práce: RNDr. Dušan Romportl, PhD.

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně a že jsem všechny použité prameny řádně citoval.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Praze dne 18. května 2010

.....

Matyáš Adam

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval především svému školiteli RNDr. Dušanu Romportlovi, PhD. za cenné připomínky a věnovaný čas. Dále RNDr. Petru Musilovi, Dr. za poskytnutí dat a informací a možnost nahlédnout do terénu. Také Daně za její trpělivost, rady a zejména za to, že mě nakazila láskou k opeřencům. V neposlední řadě děkuji své rodině a přátelům za podporu, bez níž to jde jen těžko.

Vliv fyzickogeografických podmínek prostředí na změny diverzity a abundance vodních druhů ptáků

Abstrakt

Fyzickogeografické podmínky prostředí významným způsobem ovlivňují početnost druhů i jedinců většiny živých organismů. Intenzitu změn prostředí je možné hodnotit pomocí tzv. bioindikátorů, mezi které se řadí také ptáci. Z široké škály abiotických, biotických i antropogenních faktorů uvádí řada autorů jako jedny z nejvýznamnějších změny kvality a struktury vhodného habitatu a klimatické změny. Předkládaná práce řeší problematiku vlivu těchto faktorů na modelovou skupinu organismů - vodní ptáky.

První část práce je věnována charakteristice dopadu různorodých podmínek prostředí na početnost a druhovou diverzitu ptáků na základě rešerše dostupné literatury. V druhé části jsou pak zpracována relevantní data a je provedena základní analýza hlavních geografických faktorů prostředí ovlivňujících diverzitu a abundanci vodních ptáků v zájmových lokalitách.

Klíčová slova: fyzickogeografické podmínky prostředí, změna klimatu, krajinný pokryv, struktura krajiny, biodiverzita, vodní ptáci,

Effect of environmental variables on diversity and abundance of water bird species

Abstract

The environmental variables affect the abundance of species and individuals of most living organisms significantly. The intensity of environmental changes can be evaluated by using bioindicators. The birds rank among them. The most significant variables of the wide range of abiotic, biotic and anthropogenic factors are likely change of habitat structure and quality and climatic changes. In this thesis there is addressed issue of the impact of these factors in the model group of organisms - water birds. The first part is devoted to the characteristics of the impact of environmental variables on the abundance and species diversity of birds by the research of available literature. The relevant data are processed in the second part. There is carried out basic analysis of major environmental factors affecting the diversity and abundance of waterfowls at locations of interest.

Keywords: environmental variables, climate change, land cover, habitat structure, biodiversity, waterfowls

OBSAH

1. Úvod	6
2. Vliv fyzickogeografického prostředí na výskyt ptáků – rešerše problematiky	7
2.1. Vliv fyzickogeografických podmínek prostředí na biodiverzitu.....	7
2.2. Charakteristika modelové skupiny organismů	8
2.3. Podmínky prostředí, druhová diverzita a abundance ptáků	10
2.3.1 Dopady změn ve využívání krajiny.....	11
2.3.2 Vliv klimatických změn	17
2.3.3 Vliv ostatních faktorů.....	26
3. Materiály a metody.....	28
3.1. Data	28
3.1.1 Data o modelové skupině organismů	28
3.1.2 Data o fyzickogeografickém prostředí	33
3.2. Zpracování vstupních dat	37
3.2.1 Zpracování lokalit	37
3.2.2 Krajinný pokryv	38
3.2.3 Reliéf	41
4. Výsledky.....	42
4.1. Charakteristika lokalit IWC	42
4.2. Změny krajinného pokryvu v okolí IWC	43
4.3. Změny struktury krajiny.....	45
4.4. Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových lokalitách.....	45
5. Diskuze.....	47
5.1. Vstupní data.....	47
5.2. Výstup	48
6. Závěr.....	50
Použitá literatura	51
Seznam příloh.....	57

1. Úvod

Živé organismy jsou ovlivňovány komplexním souborem faktorů abiotického, biotického a antropogenního prostředí, které se navzájem v prostoru i čase prolínají. Podmínky prostředí podmiňují prostorové aspekty výskytu, šíření. resp. zániku populací organismů, jejich početnost, populační hustotu i celkovou diverzitu. Rozsáhlé změny kvality a struktury prostředí představují v současné době významnou hrozbu pro řadu rostlinných a živočišných druhů i pro existenci celých ekosystémů (např. Meffe *et al.* 1997). Působení jednotlivých faktorů lze zjišťovat pomocí ekologických bioindikátorů, tedy takových druhů, které jsou citlivé na změny určitého faktoru. Za ideální modelové organismy, indikující změny na krajinné úrovni, jsou tradičně považováni právě ptáci (Temple & Wiens 1989, Gosse *et al.* 1994).

K zjištění intenzity působení jednotlivých faktorů prostředí a zhodnocení jejich dopadů na zájmové druhy organismů je nezbytné zapojení odborníků více vědních oborů. Od roku 2007 je na Katedře zoologie PřF UK řešen pětiletý projekt „*Dlouhodobé změny početnosti a distribuce vodních ptáků v České republice ve vztahu ke změnám klimatu a životního prostředí*“, jenž je zaměřen na analýzu dostupných údajů, které byly získány během různých monitorovacích programů zaměřených na vodní a mokřadní ptáky v České republice (Musil 2008). Ambicí předkládané práce je přispět k řešení daného tématu aplikací geografických přístupů za využití geoinformačních systémů. Analýza fyzickogeografických dat o charakteru prostředí ve vztahu k vodní avifauně se jeví jako nezbytný předpoklad úspěšného vyřešení grantového úkolu.

Hlavním cílem práce je definovat pomocí dostupné literatury charakter vlivu jednotlivých faktorů prostředí na cílovou indikační skupinu a zjistit, které z faktorů mohou být těmi nejvýznamnějšími. Dalším cílem je zpracovat relevantní data fyzickogeografických faktorů prostředí a vybrané výsledky z databáze Mezinárodního sčítání vodních ptáků a provést základní popisné analýzy v okolí sčítacích lokalit. Zpracování těchto dat bude sloužit pro následné analýzy hodnocení závislosti abundance a diverzity vodních ptáků na vybraných faktorech prostředí.

2. Vliv fyzickogeografického prostředí na výskyt ptáků – rešerše problematiky

2.1. Vliv fyzickogeografických podmínek prostředí na biodiverzitu

Biologická rozmanitost je ovlivňována komplexním souborem faktorů abiotického, biotického i antropogenního prostředí, které se navzájem v prostoru i čase prolínají a ovlivňují a výrazně se liší podle prostorového měřítka.

Abiotické faktory

Základními abiotickými faktory ovlivňujícími biodiverzitu jsou klima, geologický podklad či členitost terénu. Klima jako podstatný prvek zahrnuje sluneční záření, teplotu vzduchu, vzdušné proudění či atmosférickou vlhkost a srážky. Pro fungování systému jsou důležité základní látkové výměny, tedy cykly geologické (tektonické, sedimentární), hydrologické a cykly biogeochemické, tedy cykly kyslíku, dusíku, uhlíku, síry, fosforu ap. Tyto zmíněné faktory a procesy významně ovlivňují druhovou diverzitu, početnost a prostorové rozšíření (Begon *et al.* 1996). Relativně stálé abiotické prostředí však může mít i okamžité dopady na biotu. Příčinou mohou být náhlé změny podnebí, dopady kosmických těles či zvýšená vulkanická činnost.

Biotické faktory

Jednotlivé organismy jsou provázány složitými ekologickými vazbami, tedy potravními řetězci, potravními sítěmi ap. Prostorové aspekty výskytu, početnost, populační hustotu či celkovou diverzitu tak ovlivňuje postavení jedinců v ekosystému. Druhá úspěšnost je tak dána řadou biotických interakcí, a to mezidruhových i vnitrodruhových. V rozlišení intenzity dopadů ostatních faktorů prostředí je významná kompetice. Tkadlec (2008) definuje intraspecifickou kompetici jako „soutěž mezi jedinci stejného druhu o stejné limitované zdroje, která se projeví redukcí přežívání a plodnosti alespoň u některých jedinců“. Ta se dělí na nepřímou kompetici soupeřivou neboli exploataci a kompetici soubojovou neboli interferenci, která vede k přímým interakcím mezi jedinci. Interspecifická kompetice se tak analogicky dělí na exploataci a interferenci. Organismy spolu však nejen soutěží, ale také jeden pro druhého představují potravní zdroj a vzájemně se konzumují. Predace tak v širším

pojetí zahrnuje jak pravou predaci, tak herbivorii, parazitismus a parazitoidismus (Tkadlec 2008). V případě, že se využívané zdroje, jako je potrava či hnízdní příležitosti, jednoho druhu překrývají s využívanými zdroji jiného druhu, bude mít také zvyšování početnosti onoho druhu následkem faktorů prostředí (např. změny klimatických podmínek, degradace habitatu aj.) vliv na tyto druhy. Příkladem může být zvýšená kompetice mezi stálými druhy a migranty v místě hnízdiště vlivem klimatických změn (např. Both & Visser 2001). Vzájemná provázanost jednotlivých druhů hraje významnou roli. Vyhynutí jednoho druhu může vést k vyhynutí řady jiných druhů, popřípadě k přemnožení organismů, jimiž se daný druh živil.

Antropogenní faktory

V současné době je biodiverzita ohrožována především lidskou činností, ať již přímo, či nepřímo. Vlivem rozsáhlých změn ve využívání krajiny patří mezi nejvýznamnější dopady lidské činnosti ztráta a fragmentace přirozeného prostředí (např. Meffe *et al.* 1997). Na zániku přirozených stanovišť se ve velké míře podílí expandující městská zástavba s průmyslovými a dopravními oblastmi (Parody *et al.* 2001), intenzifikace a extenzifikace zemědělství (Siriwardena *et al.* 1998, Chamberlain *et al.* 2000) aj. Fragmentace přirozeného prostředí vedoucí ke zmenšování obývaných plošek a zvyšování izolovanosti těchto plošek negativně ovlivňuje životní cyklus druhů (Fahrig & Merriam 1994). Izolací jednotlivých populací může také docházet k jejich degeneraci. Mezi další antropogenní vlivy ovlivňující biodiverzitu patří vysazování nepůvodních druhů rostlin a živočichů, nadměrný lov, znečišťování životního prostředí či diskutované globální změny klimatu.

2.2. Charakteristika modelové skupiny organismů

Působení jednotlivých faktorů prostředí lze zjišťovat pomocí ekologických bioindikátorů, tedy takových druhů, které jsou citlivé k určitému faktoru. Za ideální modelové organismy, rapidně reagující na změny v životním prostředí, jsou tradičně považováni právě ptáci (Temple & Wiens 1989, Gosse *et al.* 1994). Jedná se o druhově bohatou skupinu obývající rozmanitá stanoviště, kde velmi často tvoří vrcholové články potravních řetězců (např. Newton 1998). Jsou nejsnáze zachytitelnou a nejlépe studovanou skupinou živočichů především díky denní aktivitě převážně většiny druhů, sezónním omezením teritoriální aktivity a reprodukce, relativně snadným a rychlým určením v terénu, vysokou oblíbeností

mezi lidmi a tudíž existencí velkého množství amatérských spolupracovníků, kteří jsou schopni zapojit se do různých výzkumů (Musil *et al.* 2008).

Rozsáhlé změny v kvalitě prostředí či přímé antropogenní vlivy (pronásledování, ochrana, introdukce) vedou mnoho druhů k významným změnám jejich rozšíření v prostoru i čase. Dle přehledových studií Reifa *et al.* (2006) a Šťastného *et al.* (2006) byla v České republice činností člověka ovlivněna řada druhů ptáků. Patří mezi například puštík bělavý (*Strix uralensis*), u něhož je zřejmě vyvěšování budek příčinou vysokých početních stavů. Početnost husy velké (*Anser Anser*) se v Evropě až do začátku 20. století snižovala a z některých území husy zmizely. Areál rozšíření i početnosti se opět začaly s postupující ochranou a introdukcemi zvyšovat. Orel mořský (*Haliaeetus albicilla*) běžně hnízdil v mnoha částech Evropy od počátku 19. století. Během 19. a počátkem 20. století především vlivem pronásledování z mnoha míst zmizel. Od 70. let se opět šíří také díky introdukcím. Hojnost orlů mořských se u nás od konce 80. let zvýšila dokonce čtyřnásobně, přes pozitivní populační trend však stále zůstává druhem kriticky ohroženým. Také fragmentace areálu výskytu tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*), obývajícího boreální a mírné zóny, se vlivem degradace prostředí a pronásledování člověkem v Evropě značně zvýšila. Přesto je evropská populace označena jako stabilní díky nárůstu rozšíření v Rusku. Naopak tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*) obývající boreální lesy, rašeliniště a vřesoviště se až do poloviny 20. století v Evropě rozšiřoval, avšak po roce 1950 začaly početnosti prudce klesat, což vedlo např. v Dánsku až k vymizení. Některé přibývající druhy jsou zjevně spojeny se změnami v zemědělském hospodaření, zvláště se snížením její intenzity a se zvyšováním podílu neobhospodařované půdy. Jedná se například o chřástala polního (*Crex crex*), či strnada lučního (*Emberiza calandra*), přičemž tyto druhy ještě před 90. léty patřily k ubývajícím (Reif *et al.* 2006, Šťastný *et al.* 2006).

V České republice byl od 80. let zaznamenán jednoznačně největší nárůst u strakapouda jižního (*Dendrocopos syriacus*), a to téměř o 1200 % (Šťastný *et al.* 2006). Dalšími výrazně přibývajícími druhy jsou např. vlha pestrá (*Merops apiaster*), jeřáb popelavý (*Grus grus*) (až o 500%), či racek černohlavý (*Larus melanocephalus*). K výraznému zmenšování obývané plochy dochází od 50. let nejvíce u sýčka obecného (*Athene noctua*), sovy pálené (*Tyto alba*), či lelka lesního (*Caprimulgus europaeus*) (Šťastný *et al.* 2006).

2.3. Podmínky prostředí, druhová diverzita a abundance ptáků

Rozmístění organismů je důsledkem jejich behaviorálního rozhodování. Důvodů pro preferenci určitého prostředí existuje celá řada, mezi nejvýznamnější patří nabídka potravních zdrojů (Belovsky 1978), úkrytové možnosti před predátory (Lima & Dill 1990), před sezónně či přechodně nevhodnými klimatickými podmínkami (Grubb & Greenwald 1982), atd. Znalost principů těchto preferencí ve vztahu k proměnným prostředí je základním kamenem pro porozumění mnoha aspektů chování zájmových druhů živočichů a jejich ochrany, zvláště pak v rámci hodnocení následků změn v životním prostředí na populace (Sutherland 1996).

Druhovou diverzitu, početnost a prostorové rozšíření ovlivňuje komplex faktorů abiotické, biotické i antropogenní povahy, které se v prostoru i v čase vzájemně doplňují a prolínají. Významné množství těchto faktorů, zejména biologického charakteru (mezidruhové i vnitrodruhové vztahy ap.) však nelze hodnotit geografickými metodami. Proto je práce primárně zaměřena na analýzu dopadů dvou nejčastěji zmiňovaných environmentálních faktorů na společenstva vodních ptáků jako modelové skupiny organismů.

Těmito důležitými faktory způsobujícími současné změny v biodiverzitě jsou změny ve využívání krajiny a změny klimatu (Sala *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001, Walther *et al.* 2002). Výsledky mnoha studií signalizují, že současná rozsáhlá přeměna přirozeného prostředí a jeho degradace jsou významnou hrozbou pro druhy a ekosystémy (např. Meffe *et al.* 1997). Očekává se, že klimatická změna povede k vážným změnám složení většiny bioty (Walther *et al.* 2002, Root *et al.* 2003). Ačkoliv jsou první účinky klimatických změn znatelné již teď, mnohem vážnější dopady jsou očekávány v budoucnu (Meffe *et al.* 1997). Změny v krajinném pokryvu a ve využívání krajiny výrazně ovlivňují ptačí populace. Například zánik, degradace a fragmentace lesních komplexů mají hluboký dopad na ptačí populace a biodiverzitu vůbec (Meffe *et al.* 1997) Další prostorově významný proces, intenzifikace zemědělství je hlavní příčinou poklesu populací polních ptáků v mnoha regionech mírného pásu, zejména v Evropě (Fuller *et al.* 1995, Chamberlain *et al.* 2000). Globální změna klimatu pak ovlivňuje fenologické jevy, populační dynamiku či areál výskytu ptáků (např. Thommas & Lennon 1999, Julliard *et al.* 2003, Crick 2004).

Také specializace samotná se v současných trendech stává důležitým faktorem. Bylo zjištěno, že specializované druhy ubývají rychleji než generalisté. Předpokládá se, že generalisté jsou tolerantnější ke změnám prostředí. Úbytek habitatových specialistů může být tedy dán globálním poklesem kvality prostředí. Ačkoliv příčiny poničení přirozeného

prostředí druhů se mohou lišit pro různý habitat, je zajímavé, že ubývají specialisté lesů i otevřených ploch (Warren *et al.* 2001, Julliard *et al.* 2003).

Ačkoliv víme, že využívání krajiny a změny klimatu mají významný vliv na ptačí populace, je stále nejasné, který z těchto faktorů je v současné době tím nejzávažnějším. Mimoto je obtížné zjistit, který z faktorů způsobuje pokles dané populace, protože více faktorů může působit na jistou skupinu ptáků shodným způsobem (Lemoine *et al.* 2007). Např. mnoho evropských druhů ptáků otevřené krajiny migruje na dlouhé vzdálenosti (Mönkkönen & Helle 1989), což může být jak důsledek změn prostředí tak i přirozený proces. Pokles polních druhů může být tedy způsoben intenzifikací zemědělství na hnízdištích, nebo degradací zimovišť, což vede k celkovému úbytku dálkových migrantů. Proto je nezbytné testovat vliv více faktorů současně k rozpoznání jejich vlivu (Lemoine *et al.* 2007).

2.3.1 Dopady změn ve využívání krajiny

Současné změny v Evropě

V současné době probíhají v rámci Evropy výrazné změny v krajinném pokryvu ve vztahu s využíváním krajiny. Všeobecná interpretace změn je však složitá, protože různé země Evropy a jejich regiony mohou zachycovat poměrně odlišné trendy ve vývoji využívání krajiny. Není tedy možné vytvořit jednotný model změn napříč celým kontinentem (EEA Report 2006).

Pravděpodobně k nejrozsáhlejší změnám dochází v zemědělských oblastech, jež zahrnují jedny z nejrozsáhlejších kategorií krajinného pokryvu v Evropě. Na jedné straně dochází především díky tržnímu tlaku na vyšší produkci zemědělských produktů k intenzifikaci zemědělství ve přeměny pastvin na ornou půdu (např. v Nizozemí, Irsku či ve Francii), na druhé naopak k přeměně orné půdy na pastviny, např. v České republice či Německu, kde byly marginální oblasti ponechány ladem. Tam, kde byla ukončena zemědělská činnost, může docházet přirozenou regenerací k přeměně těchto nevyužívaných ploch na lesy. Takové trendy můžeme nejvíce vidět v horských regionech Evropy, dále v Maďarsku, Slovensku, Portugalsku či Itálii. Výrazná přeměna orné půdy v lesní komplexy byla pozorována v Nizozemí a Dánsku, což pravděpodobně odráží ochrannou politiku těchto zemí. V Dánsku bylo mnoho nově zalesněných oblastí vytvořeno především kvůli ochraně podzemních vod před znečištěním ze zemědělství. K významnému zalesňování

také došlo v Irsku, Portugalsku, Španělsku a Spojeném království. Mnoho zemědělských oblastí ubylo také s nárůstem uměle přetvořených povrchů, přičemž největší rozšiřování urbanizované plochy je patrné v Belgii, Nizozemí a Dánsku (EEA Report 2006).

Právě změny ve využívání krajiny jsou jedním z významných faktorů, které výrazně ovlivňují ptačí populace. Mnohé studie se v minulosti zabývaly vlivem intenzifikace zemědělství na druhy otevřených krajín (Siriwardena *et al.* 1998, Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001), dopady fragmentace krajiny na lesní druhy (Hobson & Bayne 2000, Schulte *et al.* 2005, či vlivem urbanizace na strukturu ptačích populací (Parody *et al.* 2001, Veech 2006).

Vliv intenzifikace zemědělské výroby

Od sedmdesátých let obecně dochází k poklesu územního rozšíření a abundance mnoha druhů polních ptáků (např. Fuller *et al.* 1995). Ke snižování jejich populací docházelo v tomto období současně s intenzivními změnami v zemědělství, které jsou proto považovány za nejpravděpodobnější příčinu poklesu početnosti polních ptáků (Fuller *et al.* 1995). Většina polních ptáků byla ovlivněna změnami v hospodaření s ornou půdou sníženými zásobami potravy (např. Evans *et al.* 1997), nevhodným hnízdním areálem (Wilson *et al.* 1997) i přímou mortalitou ptáků způsobenou zemědělskou činností (Crick *et al.* 1994). Míra a směr ovlivnění je však určována odlišností jednotlivých druhů (Siriwardena *et al.* 1998). Např. početnosti tří druhů krkavcovitých (*Corvidae*), kavky obecné (*Corvus monedula*), vrány obecné (*Corvus corone*) a straky obecné (*Pica pica*) se v daném období zvýšily. Krkavcovití jsou dlouhověcí potravní generalisté, mohou tedy odolávat změnám životního prostředí využitím chvilkové a proměnlivé stravy, kterou nabízí právě intenzivní zemědělství. Abundance druhů, které jsou úzce vázány na polní krajinu (např. skřivan polní *Alauda arvensis*, či strnad obecný *Emberiza citrinella*) se snižuje v průměru více než populace druhů, které žijí v otevřené krajině, ale jsou univerzálnější ve výběru prostředí (např. hrdlička divoká *Streptopelia turtur*). Tento pokles polních specialistů je pravděpodobně odezvou na změny v zemědělství, které mají jen malý vliv na generalisty (Siriwardena *et al.* 1998).

Při intenzifikaci zemědělství, tedy zvyšování zemědělské produkce na jednotku plochy, dochází ke snižování druhové diverzity plodin, jejichž složení se stává homogenizované (Donald *et al.* 2001). Mechanizací osévání a sklizení, pozdně zasetými plodinami a menším rozsahem jarních úhorů se snižuje dostupnost hnízdních příležitostí a potravní nabídka pro ptáky, což má za následek pokles jejich populací (Wilson, J.D. *et al.*

2005). Také struktura vegetace hraje významnou roli v početnosti populací. Druhy hnízdící na zemi preferují různou výšku, hustotu a strukturu vegetace.

Na druhou stranu, zintenzivnění zemědělství přineslo díky masivnímu hnojení zvýšenou produkci kvalitnějších (ač jednotvárných) polních plodin. Ty se naučili využívat vodní býložraví ptáci, jako jsou husy, kachny či labutě. Dle Van Eerdena (1996) měl tento fakt v Nizozemí za následek zvyšování počtu kachnovitých (*Anatidae*). V blízké budoucnosti by se však trendy mohly zvrátit v návaznosti na snížení využívání hnojiv a po snížení počtu dobytka pasoucího se na přírodních pastvinách (experimenty s husami v zajetí totiž ukázaly, že nespásané travní porosty přestávají být pro husy atraktivní (Van der Graaf *et al.* 2002). To se může týkat hlavně menších druhů, jako je berneška tmavá (*Branta bernicla*), ale postupně mohou být ovlivněny i druhy většího vzrůstu (Van Eerden *et al.* 1996).

Míra intenzifikace není ve všech částech Evropy stejná. V západní a severní Evropě je intenzifikace zemědělství vyšší, než ve východních zemích Evropy, kde se po pádu komunismu produkce na hektar povětšinou snížila. Proto je zajímavé, že i přes zmírnění intenzity zemědělství je v České republice patrný trvalý úbytek polních ptáků (Reif *et al.* 2008b). Zdejší populace se však stále nemusela zotavit z osmdesátých let, kdy vlivem vysoké intenzity zemědělství nastal prudký úbytek těchto druhů. Po roce 1990 se náhle omezilo množství anorganických hnojiv a pesticidů dodávaných do půdy, což způsobilo snížení intenzity zemědělství. To však pouze zmírnilo negativní vývoj početnosti polních ptáků. Trvalý pokles může být dán zmenšující se rozlohou orné půdy a následným zalesňováním neobdělávaných ploch. Stejný proces může vysvětlovat zvýšení populací ůuhýka obecného (*Lanius collurio*) či pěnice hnědokřídlé (*Sylvia communis*), které jsou vázány na křovinaté porosty a rozšiřují se tak na opuštěných úhorech (Reif *et al.* 2008b).

Vliv extenzifikace zemědělské výroby

Opuštěné pole a louky zarůstají lesem, což způsobuje úbytek ptáků otevřené krajiny, především polních a lučních druhů, a nárůst počtu druhů lesních (Sauer *et al.* 2003). Reif *et al.* (2006) se domnívají, že nárůst populace lesních druhů může být způsoben nejen vzrůstající rozlohou lesní půdy, ale také se stárnutím porostů. Starší lesy totiž nabízejí větší množství dutin (Wesołowski & Tomiałojć 1997). Podobný efekt však může mít i masové vyvěšování budek v posledních desetiletích do našich lesů (Reif *et al.* 2006).

Vliv urbanizace

Urbanizované oblasti jsou charakteristické vysokou četností disturbancí a změn v životním prostředí (Rebele 1994). Hojnost zdrojů, na kterých jsou organismy závislé, jako je vegetační kryt, potrava a hnízdní prostor, se mohou měnit s rozvojem urbanizace (Mills *et al.* 1989). S rapidním rozvojem urbanizovaných oblastí je tedy důležité zaměřit se na vztahy mezi divokou zvěří a urbánním prostředím. Většina dřívějších studií se zabývala ptačími populacemi žijícími v okolí lidských sídel během hnízdní sezóny (např. Tilghman 1987), ale pouze několik málo studií bylo zaměřeno na zimující ptačí populace (např. Jokimäki & Suhonen 1998). Celková hustota zimujících ptáků, nikoliv však druhová diverzita, se ve Finsku s mírou urbanizace zvýšila (Jokimäki *et al.* 1996 *ex* Jokimäki & Suhonen 1998). Je však důležité znát faktory, které v zimě ovlivňují výskyt individuálních druhů ve městě (Tilghman 1987). Množství potravy, které je v zimním období poskytováno lidmi, ač cíleně (krmítka) či necíleně (odpadky), předčí energetické požadavky všežravých ptáků (Emlen 1974). To může být jeden z důvodů, proč jsou všežraví ptáci, jako vrabec domácí (*Passer domesticus*), sýkora koňadra (*Parus major*), či holub domácí (*Columba livia f. domestica*), v urbanizovaných oblastech v zimě hojnější než ostatní druhy (Tilghman 1987). Stejně tak počty všežravců jsou v okolí lidských sídel v zimě mnohem vyšší než v lesních habitatech (Emlen 1974). Oproti tomu, druhy vázané na jehličnaté lesy (např. sýkora uhelníček *Periparus ater* či sýkora parukářka *Lophophanes cristatus*) jsou nejméně ochotné osidlovat okolí lidských sídel, kde se větší množství jehličnanů vyskytuje jen zřídka (Beissinger & Osborne 1982).

Robinson *et al.* (2005) se domnívají, že modernizující se města naopak nabízejí méně potravy pro ptáky. Právě v České republice byl zaznamenán vysoký úbytek druhů žijících v okolí lidských sídel. Patří sem např. kavka obecná (*Corvus monedula*), vrabec domácí (*Passer domesticus*), či zahradní zrnožravci jako např. zvoněk zelený (*Carduelis chloris*) nebo zvonohlík zahradní (*Serinus serinus*) (Reif *et al.* 2006).

Vliv degradace vodních a mokřadních ekosystémů

Dalším významným ptačím biotopem, vážně ohroženým lidskou činností, jsou mokřadní a vodní ekosystémy. Klíčové postavení ptáků v těchto ekosystémech dobře dokumentuje skutečnost, že jsou od 70. let 20. století využíváni k identifikaci významných mokřadů mezinárodního významu, které jsou posléze chráněny na základě Ramsarské úmluvy – Úmluvy o mokřadech mající mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva

(Musil *et al.* 2008). Jako mokřad, je označován biotop, který je tvořen charakteristickými druhy vegetace, které jsou závislé na sezónním, či permanentním zaplavení, či na půdách dostatečně nasycených vodou. Tvoří tak přechod mezi suchozemským a vodním ekosystémem. Mokřady poskytují unikátní přirozené prostředí pro mnoho vzácných a ohrožených druhů vodních ptáků. S rostoucí hustotou osídlení a ekonomickým rozvojem, bylo stále více mokřadů přeměňováno na kultivovanou zemědělskou krajinu. Tyto procesy vážně ovlivnily mokřady a jejich biodiverzitu po celém světě. V Evropě bylo více jak 50% přírodních mokřadních a vodních lokalit ztraceno, především kvůli vysoušení pro zemědělské účely a všechny zbývající mokřady jsou ovlivňovány různým rozsahem lidských aktivit (Ramsar 1996). Mimoevropským příkladem může být oblast Sanjiang Plain, největší mokřadní komplex v Číně, situovaná v severovýchodní provincii Heilongjiang. Tato oblast byla ještě před rokem 1950 známá jako „Velká severní divočina“ Číny, sestávající z močálů, bažin a zaplavovaných luk. Sanjiang Plain patří do Palearktické oblasti, která vyniká bohatou avifaunou, zvláště mnoho migrujících ptáků využívá tuto oblast během migrace pro odpočinek. Mezi vzácné a ohrožené druhy tohoto regionu patří hnízdící jeřábi mandžusť (*Grus japonensis*), jeřábi bělošijí (*Grus vipio*), čápi východní (*Ciconia boyciala*) či orlí mořští (*Haliaeetus albicilla*). Od 50. let byl však rozvoj zemědělství v této oblasti natolik intenzivní, že zůstala pouhá čtvrtina z původních mokřadů. S tím přišel i dramatický pokles některých ohrožených druhů, které byly vázané na toto prostředí (Liu *et al.* 2004). Např. jeřábi mandžusť, labuť zpěvná (*Cygnus cygnus*) a čápi východní byly před rokem 1950 dominantními druhy tohoto regionu. Z původních několika tisíc jedinců bylo v roce 2000 napočítáno pouhých 20 jeřábů mandžuských a 60 exemplářů labutí zpěvných (Xiaomin 2002 *ex Liu et al.* 2004).

Naproti tomu, mnoho umělých vodních lokalit jako jsou rybníky, přibývá a nabízí tak alternativní habitaty pro vodní ptáky (Ma *et al.* 2004). Zimní tažní ptáci a býložravé druhy, seskupující se spíše v přírodních mokřinách, vykazují negativnější trendy poklesu početnosti než druhy stálé, všežravé či masožravé, které využívají přetvořené habitaty (Rendón 2008). Dle Donalda *et al.* (2006) se přesto v celoevropském měřítku početnost druhů obývajících vnitrozemské mokřady zvyšuje, stejně jako početnost mořských a pobřežních druhů.

Změny struktury krajiny

Změny ve využití krajiny s sebou přinášejí i změny struktury krajiny. Dle řady studií (Haila & Hanski 1984, Fahrig & Merriam 1994) probíhají v evropské krajině 2 odlišné

skupiny procesů. Na jedné straně dochází ke zvyšování fragmentace a snížení konektivity vhodného prostředí, kdy narůstá izolovanost plošek vhodného habitatu zájmových druhů; současně však dochází k unifikaci a globalizaci výrobních postupů, které vedou k homogenizaci krajinné struktury.

Ztráta přirozeného prostředí i fragmentace krajiny negativně ovlivňují životní cyklus druhů. Vysvětlení pro negativní dopady fragmentace jsou: nižší míra rekolonizace prázdných plošek a snížená velikost lokální populace mající za následek zvýšenou náchylnost k vymírání (Fahrig & Merriam 1994). Existují ale též důkazy, že fragmentace prostředí může mít i pozitivní vliv na regionální přežívání populace (den Boer 1981, Kareiva 1987).

Přestože byly vlivy ztráty přirozeného prostředí a fragmentace mnohokrát diskutovány, není stále jasné, které z faktorů mají větší dopad na populace ptáků (Haila & Hanski 1984). Fahrig (1997) tvrdí, že ztráta přirozeného prostředí má mnohem větší vliv na extinkci populace než jeho fragmentace, přičemž záleží na rozsahu habitatu. Pokud je totiž příliš malý, fragmentace zde bude hrát významnější roli (Fahrig 1998). Také Trzcinski *et al.* (1999) našli silný pozitivní vztah mezi plošným rozsahem lesní pokryvu a přítomností hnízdících ptáků. Nezjistili však žádný obecný vztah mezi fragmentací lesa a přítomností ptáků.

Fragmentace lesů obecně má pravděpodobně za následek větší hnízdní predaci a parazitismus v takto narušených krajinách než v souvislých lesích (Robinson *et al.* 1995). Hobson & Bayne (2000) zjistili, že ve fragmentované krajině byla napadena téměř pětina hnízd vlhovce hnědohlavého (*Molothrus ater*), zatímco v souvislých lesích nebylo parazity napadeno jediné hnízdo. Zvýšená predace či hnízdní parazitismus v malých lesních fragmentech může ovlivnit strukturu populace přímým zabitím mlád'at ještě v inkubační době, následně snížením produktivity, či zvýšením rozptylu hnízdících dospělých (Haas 1998). Pro zachování druhové diverzity ptáků je důležité určit, zda je vztah mezi druhem a prostředím výsledkem náhodné disperze, či jistých biotických interakcí, jako je hnízdní predace. Jestliže ptáci v krajině vykazují náhodnou disperzi, méně běžné druhy by měly mít menší pravděpodobnost výskytu v malých lesních fragmentech a regionálně hojně druhy by měli mít podobnou abundanci ve většině lesních fragmentů bez ohledu na velikost (Opdam *et al.* 1985). Hobson & Bayne (2000) však zjistili, že v boreálních lesích Severní Ameriky běžné druhy, jako lesňáček olivový (*Vermivora peregrina*), lesňáček severní (*Dendroica magnolia*), lesňáček proužkoboký (*Dendroica virens*), či lesňáček kanadský (*Wilsonia canadensis*), jsou početnější v souvislých lesních porostech než ve fragmentovaných krajinách. Konkrétně u

lesňáčka olivového se pouze čtvrtina hnízd vyskytovala ve fragmentované krajině. Zdá se tedy, že výskyt druhů v takovýchto lesích není určován nahodilými mechanismy. Ptáci tak mohou na fragmentaci lesů reagovat odlišným způsobem, zejména jejich výběr minimální velikosti plošky závisí na vzdálenosti od souvislého lesního porostu (Hobson & Bayne (2000).

Otevřená krajina může být pro stálé druhy překážkou v disperzi. Je tedy dost pravděpodobné, že nebudou schopni kolonizovat izolované plošky. Malé fragmenty, které jsou blízko ostatním lesním ploškám, mohou být tedy pro lesní ptáky vhodnější, než velké izolované fragmenty (Matthysen & Currie 1996). Pro dálkové migranty i migranty na kratší vzdálenosti, může být hnízdní predace intenzivnější v izolovaných fragmentech než v malých ploškách v krajině s vysokým lesním pokryvem. Míra predace je často dosti závislá na množství zalesněné plochy v krajině. Predátoři generalisté, kteří mají funkční adaptace k získávání mnoha druhů kořisti, typicky žijí ve fragmentované krajině. Celkové složení krajiny je pro ně významnější než lokální charakter plošky, jako je její velikost (Oehler & Litvaitis 1996). Aby ptáci dosáhli vhodných zdrojů, musí být dle Raila *et al.* (1997) schopni se v méně izolované krajině pohybovat mezi ploškami. Navíc dokážou ve více ploškách bránit teritoria.

Změna jednoho habitatu může mít různé dopady na druhy lišící se v jejich souvislosti s přirozeným prostředím (Reif *et al.* 2008a). Vztahy mezi populačními trendy a odlišnými požadavky daných druhů na habitat mohou být vysvětleny dlouhodobými změnami v krajinném pokryvu. Změny v krajinném pokryvu se tak stávají důležitým faktorem v dlouhodobých trendech ptačích populací (Reif *et al.* 2008a).

2.3.2 Vliv klimatických změn

Dlouhodobý charakter klimatu i sezónní stav a chod počasí hrají významnou roli v rozmanitosti a početnosti ptačích populací. Klimatické a povětrnostní podmínky působí na životní cyklus ptáků komplexem přímých i nepřímých vlivů. Mohou ovlivňovat rychlost metabolismu organismů, rozmístění populací v prostoru, hnízdní úspěšnost druhů ap. (např. (Newton 1998). Klimatické změny způsobují dřívější hnízdění (Dunn & Winkler 1999, Crick & Sparks 1999, Jonzén 2006), změny v hnízdní produkci (velikost snůšky, velikost vajec, úspěšnost hnízdění) (Jarvinen 1996). Předpokládá se, že na regionální i na globální úrovni budou klimatické změny stále více způsobovat změnu v rozložení hlavních habitatů, což povede k posunu areálů výskytu druhů (např. Peterson *et al.* 2002, Huntley *et al.* 2006, 2008).

Již byly zaznamenány posuny hranic areálů mnoha druhů směrem na sever (Thomas & Lennon 1999, Parmesan *et al.* 1999, Brommer 2004). Rozsáhlý negativní dopad na ptačí populace mohou mít i cyklicky se opakující klimatické události (například jev El Niño) (Schreiber & Schreiber 1984).

Povětrnostní a klimatické podmínky mají také přímý vliv na vodní ekosystémy. V teplejších zimách narůstají počty zjištěných jedinců i obsazených lokalit, naopak v chladnějších zimách jsou ptáci kvůli zámru mělkých vodních ploch nuceni se přesouvat na tekoucí vody (Musil *et al.* 2008). Mělké vodní plochy sice zamrzají dříve než hluboké, ale také na jaře dříve rozmrazí. To může upřednostnit disperzi plovavých kachen před potápivými, které preferují spíše hlubší vody (Kaminski & Weller 1992 *ex Mallory et al.* 2003). Musilová *et al.* (2009b) se domnívá, že zvyšování početnosti kachen, které zimují na stojatých vodách, během mírnějších zim, by mohlo být odezvou na globální změny klimatu. S předpovědí mírnějších zim napříč Evropou, včetně České republiky (Huntley *et al.* 2006,2008), můžeme v následujících letech očekávat, že nezamrzající stojaté vody nabudou, coby potenciálně vhodné habitaty, vyššího významu. Také sněhová pokrývka nejspíše hraje významnou roli ve změnách početnosti a rozšíření vodních ptáků. Pokud je totiž příliš vysoká, jsou ptačí druhy, pasoucí se na souši, nuceny vyhledat jiné vhodnější lokality.

Vliv sezónních a okamžitých povětrnostních podmínek

Sezónní výskyt migrujících ptáků v dané lokalitě zásadně ovlivňuje charakter migrace, podmíněný celou řadou faktorů. Klíčovou roli hrají právě klimatické podmínky, zejména sezónní stav a dynamika, aktuální povětrnostní podmínky a související fenologické poměry.

Meteorologické podmínky během tahu mohou významně ovlivnit směr a rychlost migrace. Nejpříhodnější podmínky poskytuje migrantům stabilní počasí. Obecně jižní teplé vzdušné proudy na jaře jsou spojovány s tahem ptáků na sever a chladné severní proudění na podzim s tahem na jih (Elkins 1988 *ex Sparks et al.* 2002).

Současné studie poukazují na změny v načasování migrací ptáků (Mason 1995, Huin & Sparks 1998, Sparks & Braslavská 2001, Sparks & Mason 2004, Marra *et al.* 2005, Jonzén 2006, 2007). Příčinami může být zvýšení teploty v cílové oblasti (např. Sparks 1999), lokální klimatické podmínky podél migračních cest (Huin & Sparks 1998, Storde 2003, Ahola *et al.* 2004), či rozsáhlý klimatický fenomén Severoatlantická oscilace (NAO, North Atlantic oscillation) (Forchhammer *et al.* 2002, Hüppop & Hüppop 2003). Většina dat je založena na záznamech prvního přiletu na hnízdiště (Mason 1995, Sparks 1999), kde je v posledních dvou

dekádách patrný posun k časnějšímu datu. Méně častěji pak na pozdějším posledním pozorování migrantů na podzim (Jenni & Kéry 2003, Sparks & Mason 2004). Mnoho druhů tedy tráví na hnízdištích déle času (Thorup *et al.* 2007). Ptáci mohou na jaře přilétat i později z důvodu chladnějších jarních teplot (Sparks & Braslavská 2001).

Ptáci přesto reagují na aktuální změnu teploty pomaleji než hmyz a rostliny, a proto může docházet k horší souběžnosti načasování hnízdění a vrcholu hojnosti potravních zdrojů. To se projeví v jejich snížené hnízdní úspěšnosti (Sanz *et al.* 2003, Both *et al.* 2006). Tento jev potvrdili Both & Visser (2001) v případě nizozemské populace stěhovavého lejska černohlavého (*Ficedula hypoleuca*). Usoudili, že hnízdní úspěšnost dálkových migrantů může být ovlivněna nepřizpůsobivostí načasování přiletu aktuálními teplotám. Ptáci migrující na dlouhé vzdálenosti nemusí na zimovištích zaznamenat změnu, tedy dříve přicházející jaro, která již nastává v hnízdním areálu a pozdním přiletem se znevýhodní. Zde musí čelit větší konkurenci se stálými druhy, kteří reagovali pružněji na teplotní odchylku a začátek hnízdní sezóny přizpůsobili dřívější nabídce potravních zdrojů. V Německu přesto lejsci černohlaví reagovali na vyšší teploty v daném roce dřívějším přiletem na hnízdiště (Hüppop & Hüppop 2003). I Marra *et al.* (2005) zjistili, že ptáci migrující z neotropické do nearktické oblasti, dokážou načasovat svůj odlet ze zimoviště v reakci na kolísání teploty či jiné faktory, jako je nástup olistění vegetace a dostupnost potravy. Ptáci tedy přilétají dříve v teplých letech a naopak později v letech chladných.

Všechny mechanismy, které podněcují změny v migračním chování, nebyly doposud podrobně prostudovány. Načasování migrace je u ptáků řízeno vnitřními rytmy. Denní neboli cirkadiální rytmus zajišťuje časovou orientaci během dne, roční neboli cirkanuální rytmus pak řídí načasování všech důležitých událostí (jako je hnízdění, pelichání, migrace aj.) během roku. Načasování migrace je každému jedinci vrozené a vnějšími podmínkami ovlivnitelné jen do určité míry (Cepák *et al.* 2008). Jedním z dalších důležitých faktorů ovlivňujících toto načasování je délka dne. Kombinace délky dne a vnitřního rytmu tak může určovat načasování jarní migrace i odlet na zimoviště (Cepák *et al.* 2008). Je tedy dost nepravděpodobné, že by krátkodobé změny klimatu na hnízdištích v severních oblastech ovlivnily změnu doby odletu ze zimovišť. Měnící se doba přiletu však musí být dána dalšími faktory. Dle Marry *et al.* (2005) načasování a rychlost migrace nereguluje teplota sama o sobě, ale také faktory s ní související. Tedy na severní polokouli v posledních dekádách stále časnější severně postupující nástup jara a s ním spojený počátek olistění vegetace (známý jako „Green Wave“; Schwartz 1998, 2006) a hojnost potravy. Stejně tak další klimatické faktory,

jako je vítr. (Marra *et al.* 2005). Chladnější jara mohou naopak zpomalovat migraci snížením příležitostí při hledání potravy a následně nedostatečným vytvořením tukových zásob důležitých pro pokračování přesunu (Marra *et al.* 2005).

Jonzén *et al.* (2007) určili negativní vztah mezi optimálním datem přiletu migrujících ptáků a dobou nutnou před začátkem snášení vajec (námluvy, příprava hnízda, obhájení teritoria apod.). Posun optimálního data přiletu je vždy menší než posun v hojnosti potravních zdrojů. Pokud dochází k časnému přiletu bez posunu doby hnízdění, prodlužuje se doba, kterou ptáci obhajují svá teritoria, přičemž vydávají více energie, která jim chybí během hnízdní péče. Časnější přilet migrujících ptáků tedy závisí nejen na vrcholu hojnosti potravních zdrojů a jejich rozdílné dostupnosti, ale také na stupni kompetice a zvýšenému riziku mortality (Jonzén *et al.* 2007). Je však zajímavé, že nizozemská populace lejsků černohlavých nereaguje na vrchol potravní nabídky změnou data přiletu, ale pouze zkrácením či prodloužením doby mezi přiletem a snášením vajec (Both & Visser 2001). Oproti tomu, finská populace na trend oteplování reagovala dřívějším přiletem i časnějším snášením vajec (Ahola *et al.* 2004). V oblasti Nizozemí, kde fenologické události probíhají dříve než ve Finsku, byl zaznamenán trend oteplení právě ke konci dubna, tedy před snášením vajec. Jelikož oteplení přichází pouze v tomto krátkém období, mohla se posunout doba snášení vajec, zatímco doba přiletu zůstat nezměněna (Both & Visser 2001, Ahola *et al.* 2004).

Správné načasování odletu ptáků na zimoviště je neméně důležité. Noční ochlazení spojené s jasnou oblohou a advekcí studeného vzduchu v polární vzduchové hmotě mnohým migrantům signalizuje, že se zásoby potravy brzy ztenčí. (Elkins 1988 *ex Sparks et al.* 2002). Současné klimatické změny však mohou způsobovat urychlení či zpoždění podzimní migrace (Jenni & Kéry 2003). Jarní teploty, které se v Evropě silně zvyšují (Easterling *et al.* 1997, Walther *et al.* 2002) a mění načasování reprodukce, můžou nepřímo ovlivňovat i podzimní migrace. Podzimní teploty, které se v Evropě zvyšují méně znatelně (Easterling *et al.* 1997), však mohou ovlivňovat podzimní migrace přímo i nepřímo (Jenni & Kéry 2003). Jenni & Kéry (2003) zaznamenali, že dálkoví migranti, zimující v Subsaharské Africe, svůj podzimní odlet z Evropy obecně urychlují. Důvodem může být snaha překonat oblast Sahelu dříve než začne období sucha. Naopak podzimní migraci oddalují druhy, které migrují na kratší vzdálenosti. Tyto druhy přezimují ve Středomoří, popřípadě zůstávají na hnízdištích, kde díky globálnímu oteplování vládnu mírnější podmínky. Ptáci tak mohou díky pozdější podzimní migraci zvýšit hnízdní úspěšnost prodloužením hnízdní sezóny (Jenni & Kéry 2003).

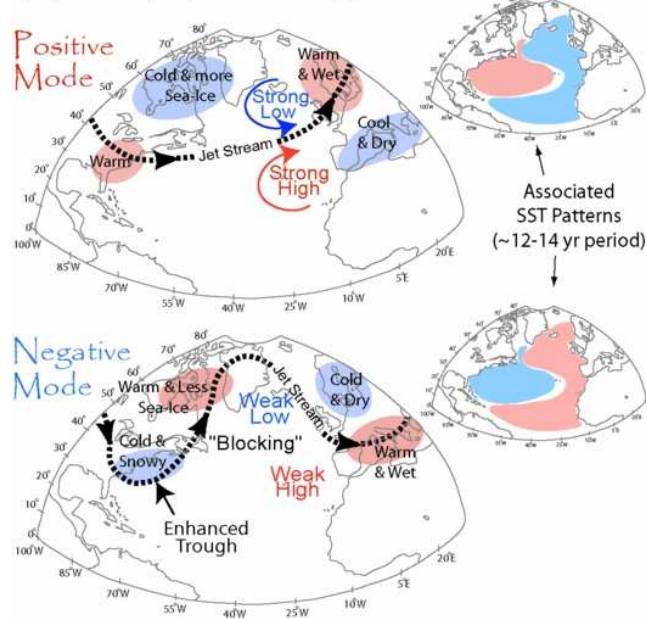
Vliv charakteru klimatu a jeho změn

Dlouhodobý trend v dřívějším přiletu stěhovavých ptáků a začátku hnízdění není dle Cricka *et al.* (1997) omezen pouze na určité ekologické a taxonomické skupiny. Je pozorovatelný jak mezi zástupci vodních ptáků (např. ústříčník velký *Haematopus ostralegus*), stálých hmyzožravců (např. skorec vodní *Cinclus cinclus*), stěhovavých hmyzožravců (např. rehek zahradní *Phoenicurus phoenicurus*), tak krkavcovitých (např. straka obecná *Pica pica*) a semenožravých druhů (např. pěnkava obecná *Fringilla coelebs*). Časnější snášení vajec je stejně pravděpodobné jak u dříve hnízdících druhů (jako je straka obecná *Pica pica*), tak u druhů, kteří obecně hnízdí později (např. strnad luční *Miliaria calandra*). Datum snášení vajíček souvisí u většiny druhů právě s teplotou a srážkami (Crick & Sparks 1999). Například vlaštovka stromová (*Tachycineta bicolor*) posunula toto datum během třiceti let v průměru o 9 dní dříve, přičemž hlavním faktorem byla změna teploty vzduchu (Dunn & Winkler 1999).

Severoatlantická oscilace

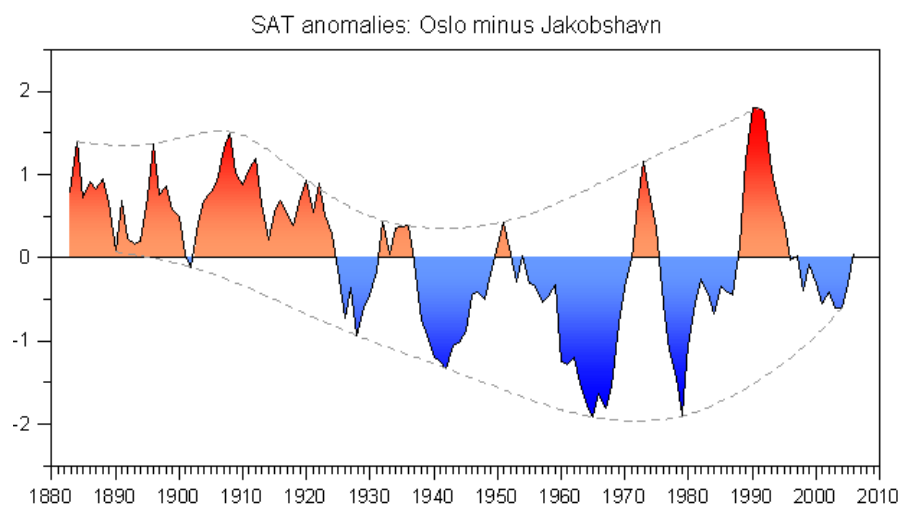
Zimní a jarní teploty v Evropě jsou pod vlivem rozsáhlého klimatického fenoménu, Severoatlantické oscilace, neboli North Atlantic Oscillation (NAO; obr.2.1). Index Severoatlantické oscilace (NAO index) popisuje meteorologickou situaci především v Evropě v zimě a začátkem jara (viz Obr. 2.2). Je dán rozdílem atmosférického tlaku Azorské tlakové výše a Islandské tlakové níže v období mezi prosincem a březnem. Vzhledem k pohyblivé poloze středů azorské tlakové výše a islandské tlakové níže se za index NAO bere konvenčně rozdíl atmosférických tlaků Lisabon – Reykjavík. Pozitivní NAO index odpovídá silnějšímu západnímu proudění, které přináší vlhčí a teplejší vzduch z Atlantského oceánu nad severní Evropu a suché a chladné počasí do oblasti Středomoří. Zatímco negativní NAO index představuje slabší západní proudění přinášející chladnější a sušší vzduch nad střední a severní Evropu a deštivější a teplejší počasí nad jižní Evropu a sever Afriky (Hurrell & Van Loon 1995).

North Atlantic Oscillation



Obr. 2.1 – Severoatlantická oscilace (NAO)

(Zdroj: <http://cyclogenesis.wordpress.com>)



Obr. 2.2 - Index Severoatlantické oscilace (NAO index)

(Zdroj: <http://www.climatelogic.com>)

Jelikož Severoatlantická oscilace ve značném rozsahu ovlivňuje biotu (Ottersen *et al.* 2001), měl by NAO index vystihovat posun v datu jarní migrace lépe než teploty, které jsou relativně lokální a jsou vázány na migrační období (Hüppop & Hüppop 2003). Zvýšený počet zim s pozitivním NAO indexem v posledních čtyřech dekadách koresponduje se zvýšenou teplotou zemského povrchu na severní polokouli v tomto období (Hurrell & Van Loon 1995) a

také s časnějším vývojem vegetace, a tím dřívější dostupností potravy. (Hüppop & Hüppop 2003). NAO index může mít tedy vliv na teploty, ale také na intenzitu srážek a vzdušné proudění během migračního období, zvláště pak od dubna do června. Není však jasné jak velkou část vzduchových proudů Severoatlantická oscilace ovlivňuje (Hüppop & Hüppop 2003).

Trend časnějšího jarního přiletu je obecně fenoménem pro migrující ptáky západní a severní Evropy (Hüppop & Hüppop 2003). Both & Visser (2001) se domnívali, že migrační strategie lejska černo hlavého (*Ficedula hypoleuca*) je řízena především vnitřními rytmy, a není tedy ovlivňována změnou klimatu. Hüppop & Hüppop (2003) a Ahola *et al.* 2004 však tvrdí, že se jedná spíše o vnější vlivy, tedy že migranti silně reagují na lokální teploty v posledních fázích migrační cesty a na teploty na hnízdištích. Zdá se, že délka migrační cesty procházející regiony ovlivněnými NAO udává stupeň reakce na klimatické změny. Extrémně ovlivněnými NAO budou tedy migrační cesty vedoucí podél západního pobřeží. Naopak východní migrační cesty budou změnami aktuálních teplot ovlivněny jen zanedbatelně (Hüppop & Hüppop 2003).

Posun hranic areálů

S oteplováním klimatu dochází k posunu isotermy směrem k zemským pólům (v Evropě došlo během minulého století k posunu o 120 km). Očekává se tedy, že organismy budou tuto změnu následovat (Parmesan *et al.* 1999). To znamená, že se vzrůstajícími průměrnými teplotami se budou areály výskytu jednotlivých druhů posunovat na sever a do vyšších nadmořských výšek a budou tak sledovat svá klimatická optima (Huntley *et al.* 2006, 2008). Což však může vést k vymírání druhů, jejichž potencionálně klimaticky vhodné oblasti budou příliš malé a izolované od jejich současné geografické oblasti (Midgley *et al.* 2002, Thomas *et al.* 2004). Se současným oteplováním se chladné severní a výše položené okraje areálů výskytu rozšiřují (Parmesan *et al.* 1999; Pounds *et al.* 1999; Thomas & Lennon 1999; Warren *et al.* 2001, Parmesan & Yohe 2003), zatímco posun teplých jižních a nižších okrajů byl zdokumentován jen řídce (Parmesan *et al.* 1999, Wilson *et al.* 2005). Pravděpodobně i proto, že polohy teplých okrajů jsou spíše určovány biotickými interakcemi než klimatem (Davis *et al.* 1998). Posun areálů výskytu druhů do vyšších nadmořských výšek dobře demonstrovali Pounds *et al.* (1999). V horských mlžných lesích Kostariky se díky oteplování zvýšila průměrná nadmořská výška základny mraků. To způsobilo kolonizaci mlžné horské oblasti ptačími druhy z nižších nadmořských výšek. Wilson *et al.* (2005) naopak zjistili, že

luční motýli v pohoří Sierra de Guadarrama v centrální části Pyrenejského poloostrova posunuli výše své spodní okraje rozšíření během třiceti let o více jak 200 výškových metrů. V posunu severních okrajů areálů druhů mohou hrát roli i jiné faktory, např. změny ve využívání krajiny.

Oproti globálnímu vlivu změn klimatu jsou však změny v krajině pouze lokálního charakteru. Jelikož se různé druhy vyskytují v různých oblastech, je dost nepravděpodobné, aby byl posun severních okrajů areálů ovlivňován stejnou měrou v různých oblastech za pomoci jiných faktorů než klimatických (Parmesan & Yohe 2003). Ve Spojeném království byl během dvou dekád zaznamenán průměrný posun severních hranic areálů jižních druhů o téměř 20 kilometrů severním směrem (Thomas & Lennon 1999). Velice podobný posun severních okrajů areálů potvrdil Brommer (2004) pro finské ptáky, avšak téměř za poloviční dobu. Dvojnásobná rychlost posunu může značit, že severní ptáci žijící ve vyšších nadmořských výškách jsou mnohem vnímavější ke změnám teplot než středoevropské populace (Brommer 2004). Jižní okraje areálů severních druhů zůstaly beze změny. Zdá se tedy, že v rámci severní polokoule jsou jižní okraje areálů méně citlivé na změny klimatu než severní (Parmesan *et al.* 1999). I na tak malé prostorové škále jakou představuje území České republiky, byl během přibližně dvaceti let zaznamenán výrazný pokles početnosti druhů obývajících především severní zeměpisné šířky. Platí tedy, že druhy, které osidlují studenější části Evropy, v Česku ubývají. (Reif *et al.* 2008c). Globálně se zvyšující teplota může zvýhodňovat druhy s vysokou optimální teplotou a naopak znevýhodňovat druhy s nízkou optimální teplotou (Julliard *et al.* 2003). Teplotní tolerance určuje odolnost vůči extrémním teplotám. Druhy s vysokou teplotní tolerancí si tedy na nejteplejších místech areálů výskytu vedou lépe, než druhy s nízkou teplotní tolerancí (Jiguet *et al.* 2006, 2007).

Současné rozmístění druhů může být způsobeno i jinými faktory než klimatickými, ačkoliv s nimi může dobře korelovat. Příkladem může být luňák červený (*Milvus milvus*) ve Spojeném království. Po většinu 20. století nebyl chráněn, což vedlo ve Walesu k úplnému vyhubení (Newton *et al.* 1998). Pokud by se nehledělo na jiné faktory, velšské klima by mohlo poskytnout zcela falešný údaj o klimatických potřebách druhu. Luňák byl nakonec úspěšně reintrodukovan do centrální a východní Anglie a Skotska, kde je klima mnohem sušší (Wotton *et al.* 2002).

Zvyšování teploty oceánů

Oteplování klimatu také souvisí se zvyšující se teplotou oceánů. Odezva mořských ptáků na klimatické změny bude záviset na odezvě jejich hlavní kořisti na teplotní změny. Zvyšující se povrchová teplota oceánu je odpovědná za rapidní pokles mnoha ptačích populací právě snížením množství jejich kořisti. Například poklesem hojnosti ryb v případě tučňáka skalního (*Eudyptes chrysocome*) na Campbellově ostrově (Cunningham & Moors 1994), či zooplanktonu u buňáka tmavého (*Puffinus griseus*) na západním pobřeží Severní Ameriky (Roemmich & McGowan 1995, Veit *et al.* 2006).

Trend v povrchové teplotě oceánů může působit na dvě skupiny ptáků opačně. Např. v severní části Tichého oceánu planktonožraví alkouci chocholátí (*Aethia cristatella*) a alkouci papouškovití (*Cyclorhynchus psittacula*) zvyšují reprodukční úspěšnost při nižší povrchové teplotě oceánu, kterou preferuje jejich hlavní kořist, makrozooplankton. Naopak rybožraví papuchalci černobradí (*Fratercula corniculata*) a papuchalci chocholátí (*Lunda cirrhata*) reprodukční úspěšnost zvyšují, když je povrchová teplota oceánu vyšší. Tu preferuje mezozoplankton, kterým se živí ryby, hlavní kořist papuchalků (Kitaysky & Golubova 2000). Klimatické změny též mohou ovlivňovat demografii jednoho druhu pozitivně i negativně zároveň. Příkladem může být kolonie tučňáků císařských (*Aptenodytes forsteri*) žijící v Adélině zemi v Antarktidě. V polovině 70. let vedlo relativně teplé období s redukcí rozsahu mořského ledu k vyšší úmrtnosti dospělých jedinců. Vyšší povrchová teplota oceánu je spojena s chudší produkcí krůňřovky krillové (*Euphasia superba*) a tím i sníženou populací ryb a olihní, kterými se tučňáci živí. Zároveň však zvýšená povrchová teplota oceánu doprovázená roztáváním mořského ledu zkracuje vzdálenost, kterou musí tučňáci překonávat, aby dosáhli moře. Tato výhoda, přinášející podmínky pro úspěšnější líhnutí, je však relativně bezvýznamná pro udržení velikosti kolonie (Barbraud & Weimerskirch 2001).

Dopad klimatických změn na biosféru tedy může být dramatický a v globálním měřítku vést k ochuzení celkového druhového bohatství, může však také vést ke zvýhodnění některých skupin ptáků. Mohou jimi být:

- Běžné, vysoce adaptabilní druhy schopné využívat různé druhy prostředí a zdroje potravy a schopné zvládnout rychlé změny životního prostředí, např. racci, vrány a holubi.
- Introdukované druhy a potencionálně mnoho exotických druhů, pro něž by mohly mírnější zimy umožnit vyšší míru přežití a populační expanze.

- Stálé druhy, které jsou náchylné k extrémně nízkým teplotám, např. střízlíci, ledňáčci, brambornícci či mlynařici dlouhoocasí.
- Částeční migranti, kteří nebudou muset přeletem riskovat a budou se v zimě zdržovat blíže hnízdišť (Sparks *et al.* 2002).

Hrozí však nenahraditelná a nevratná ztráta těch druhů, jejichž klimatické nároky nebudou odpovídat změněným podmínkám (Reif *et al.* 2008c).

Každý druh existuje v propletené síti vztahů mezi kořistí, predátory, parasyty, konkurenty a jinými zdroji. Ty všechny mohou na klimatické změny reagovat odlišně, což vede k nepředvídatelným dopadům. V budoucnu proto bude důležité dlouhodobé pozorování těchto potencionálních nepředvídatelných dopadů klimatických změn (Sparks *et al.* 2002).

2.3.2 Vliv ostatních faktorů

Lov

Dalším diskutovaným faktorem, který ovlivňuje ptačí populace, je dopad lovecké sezóny na ptačí populace. Lov a odchyt pernaté zvěře je běžný a v Evropě obecně rozšířený. Mimo bažanty a perličky je významnou lovnou skupinou právě vodní pernatá zvěř. Lov ovlivňuje populace vodních ptáků přímo skrze střílení (např. Barker *et al.* 1991) a nepřímo vyplašením při střelbě (např. Fox & Madsen 1997). Ptáci mohou být vyplašeni výstřelem do značné vzdálenosti od břehu. Pro některé druhy je uváděna vzdálenost až 500 m (Madsen 1995). Vyplašení může působit na zaběhnutý režim ptáků různými způsoby. Ptáci jsou nuceni přerušit běžnou aktivitu, či se přemístit z optimálního působiště, což má za následek větší energetické náklady (extra let, ztráta času pro hledání potravy). Přemístěním do méně výhodné lokality ptáci sníží svou schopnost se uživit. Kvůli vyplašení mohou být také ptáci vystaveni zvýšenému riziku predace. Například dánská populace hus krátkozobých (*Anser brachyrhynchus*), v letech, kdy neprobíhal lov, využívala pro odpočinek jezero poblíž pastvin. Naopak v letech, kdy byl lov na jezeře povolen, odlétaly až na pětadvacet kilometrů vzdálená odpočívadla (Madsen 1986 *ex* Fox & Madsen 1997). V tomto případě se však jednalo o region, kde je limitovaná potravní nabídka.

Ekoturismus a rekreace

Ptáci mohou být plašeni i dalšími faktory ovlivňujícími jejich distribuci. Mezi ně patří např. ekoturismus, resp. pozorování ptáků, či rekreační vodní sporty, jako je rybaření, plachtění aj. (např. Tuite *et al.* 1984). Různé druhy reagují na tyto disturbance odlišným způsobem. Podle Kleina *et al.* (1995) jsou stálé druhy méně náchylné k vyplašení než migranti, kteří jsou citliví k narušení především v období po příletu na zimoviště. V tuto dobu se zdržují v dostatečné vzdálenosti od zdroje rušení, dokonce i při nízké přítomnosti lidí.

3. Materiály a metody

3.1. Data

3.1.1 Data o modelové skupině organismů

Česká republika, jako vnitrozemský stát v centrální Evropě, není jádrovým územím výskytu pro populace většiny druhů vodních ptáků, které jsou v době migrace vázáni spíše na přímořské lokality. Přesto i zde najdeme druhy, jejichž početnost v době hnízdění (např. kachna divoká, kopřivka obecná, polák velký) či zimování (kormorán velký, kachna divoká, husa polní, husa běločelá) přesahuje 1 % tahové populace, což je jedna z podmínek k identifikaci mezinárodně významných lokalit (Ramsar 1996). Rozšíření jednotlivých druhů je na našem území značně variabilní. Závisí na různé potravní nabídce i meteorologických podmínkách. Během hnízdění a migrace je nejvíce ptáků soustředěno na stojatých vodách. Při zimování pak díky zámrazu spíše na tekoucích vodách. Hlavními zdroji dat pro zhodnocení dlouhodobých změn početnosti vodních ptáků v České republice jsou (Musil *et al.* 2001):

Literární údaje o změnách početnosti do 70. let 20. stol.

Až do druhé poloviny 20. století je hodnocení změn početnosti vodních ptáků možné pouze díky publikovaným informacím, zejm. faunistického pozorování ptactva. Výzkum avifauny byl téměř po celou dobu založen pouze na informacích o úlovcích či vzácných druzích. Poznatky o běžných druzích nebyly podstatné, což mohlo vést k nesprávným hodnocením charakteru a početnosti výskytu.

Mezinárodní sčítání vodních ptáků v lednovém termínu

International Waterbirds Census, probíhající v celé Evropě, je na území České republiky monitorovacím programem s nejdelší tradicí. Je založen na standardní metodice sčítání. Údaje dokumentují změny početnosti a rozšíření zimujících vodních ptáků na území České republiky.

Mimohnízdní sčítání vodních ptáků v dubnovém a říjnovém termínu

Jediný probíhající program v České republice, který je zaměřen na monitoring početnosti ptáků během jarního či podzimního tahu. Dle dosavadních analýz (Musil *et al.*

2001) je patrné, že jsou tyto výsledky vhodné i pro monitoring stavu hnízdních populací na základě údajů o početnosti v předhnízdním, resp. pohnízdním období. Nejedná se o mezinárodně koordinovaný program.

Sčítání hnízdních populací vodních ptáků v České republice

Národní monitorovací program, který je založen na sčítání vodních ptáků v hnízdní sezóně. Slouží k dokumentaci početnosti adultních jedinců a jejich reprodukční úspěšnosti (Musil *et al.* 2001).

Atlasy rozšíření ptáků v České republice

Jedná se o mapování hnízdního rozšíření ptáků v kvadrátové síti na území celé České republiky. V minulosti proběhly již tři mapovací akce (1973-77, 1985-89 a 2001-2003), což umožňuje zhodnocení vývoje početnosti a rozšíření jednotlivých druhů.

Kroužkovací údaje (údaje o počtech okroužkovaných ptáků a zpětných hlášení)

Údaje o počtech okroužkovaných ptáků a jejich zpětných hlášení jsou významné nejen pro analýzy migrace, přeletů a přežívání jednotlivých druhů, ale také pro zhodnocení vývoje početnosti a změn jednotlivých druhů a jejich distribuce. Kroužkování je metodou používanou v Evropě již více jak 100 let a na území České republiky je řízeno Kroužkovací stanicí Praha (Cepák *et al.* 2008)

Myslivecké statistiky

Jde pouze o počty odstřelených druhů na území České republiky. Statistiky též zahrnují počty uměle odchovaných a vypuštěných kachen divokých. Vhodnost dat pro možné analýzy změn početnosti populací vodních ptáků je tak značně omezená.

Další zdroje dat

Jedná se převážně o regionální údaje bez koordinace v rámci monitorovacích projektů. V mnoha případech však poskytují detailní údaje o místních populacích vodních ptáků. Příkladem mohou být Náměšťské rybníky na Českomoravské vrchovině, kde je avifauna pozorována již od 80. let 19. století (např. Fiala 1998).

Pro zhodnocení dlouhodobých změn početnosti vodních ptáků a možné analýzy vlivů prostředí na avifaunu na území České republiky je k dispozici větší množství monitorovacích programů jak na národní, tak i regionální úrovni. Pro účely této práce však z důvodu dostupnosti dat a dlouhé časové řady údajů o sčítání je nejvhodnější databáze Mezinárodního sčítání vodních ptáků probíhajícího v lednovém termínu.

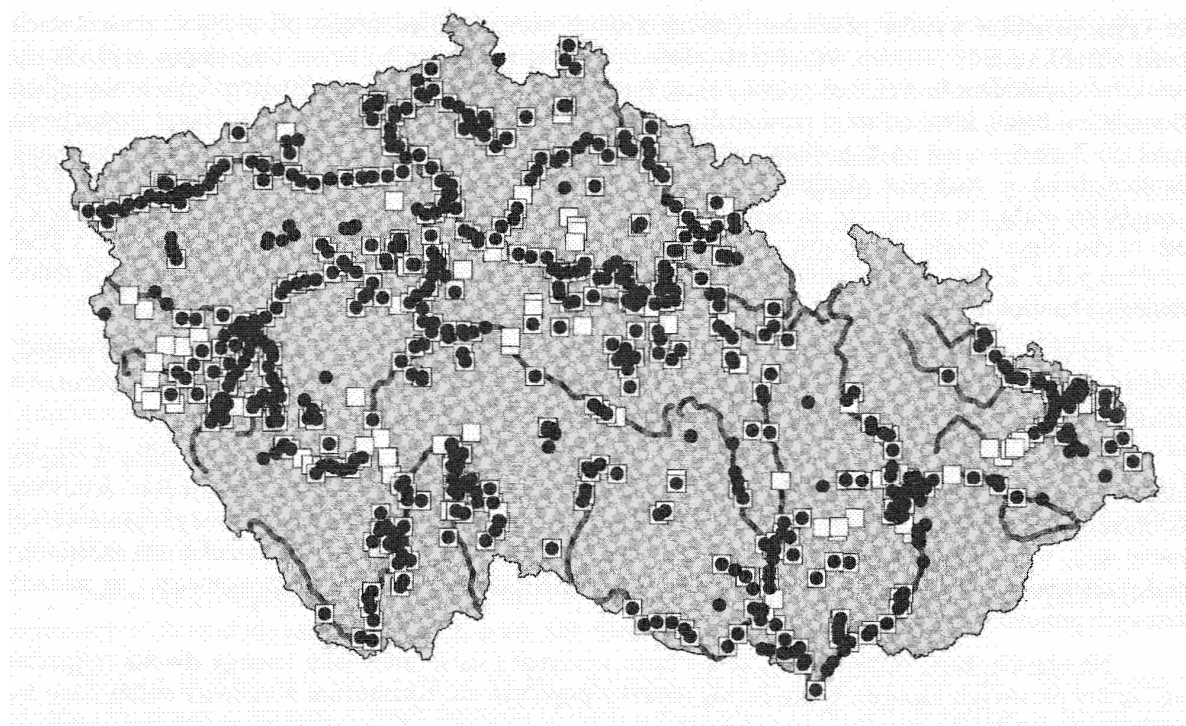
Mezinárodní sčítání vodních ptáků

Mezinárodní sčítání vodních ptáků (International Waterbirds Census) je globální monitorovací program, který probíhá v České republice již od roku 1965 pod záštitou Wetlands International (dříve International Wetland Waterfowl Research Bureau) se sídlem v Nizozemí. Hlavním cílem tohoto programu je monitoring početnosti vodních ptáků a získávání údajů využitelných pro odhad velikosti populací, identifikací druhů a populací s výraznými změnami početnosti. Tato data slouží k vytipování mezinárodně významných lokalit vodního ptactva a navržení opatření směřujících ke zlepšení ochrany. Dalším cílem je také šíření obecného povědomí o významu vodních ptáků a jimi obývaných biotopů na lokální, národní i mezinárodní úrovni. V současné době probíhá Mezinárodní sčítání vodních ptáků ve více než 100 státech 5 kontinentů. V České republice, stejně jako v ostatních evropských státech, probíhá toto sčítání v polovině ledna. V této části roku se vodní ptáci shlukují ve velkých počtech s minimálními přelety, lze je tedy sčítat s větší přesností než např. v době hnízdění. Sčítání probíhá na tekoucích i stojatých vodách, včetně průmyslových nádrží, přičemž každá lokalita má svůj vlastní kód. Kromě toho je u nás organizováno sčítání vodních ptáků v říjnovém a dubnovém termínu, což přináší cenné údaje nejen pro monitoring početnosti protahujících ptáků v období jarního a podzimního tahu, ale i pro monitoring stavu hnízdních populací na základě údajů o početnosti v předhnízdním, resp. pohnízdním období. Sčítají se všechny druhy těchto řádů: potáplice, potápky, veslonozí, brodiví, vrubozobí, krátkokřídlí, bahňáci (+dlouhokřídlí) a také další vybrané druhy se zřetelnou vazbou na vodní prostředí – orel mořský, ledňáček říční, konipas bílý, konipas horský a skorec vodní (Musilová *et al.* 2008).

oblast	region	2008	2009
	západní Čechy (<i>West Bohemia</i>)	93	101
	severní Čechy (<i>North Bohemia</i>)	52	58
	střední Čechy (<i>Central Bohemia</i>)	103	104
	jižní Čechy (<i>South Bohemia</i>)	85	82
	východní Čechy (<i>East Bohemia</i>)	98	100
	jižní Morava (<i>South Moravia</i>)	71	89
	severní Morava (<i>North Moravia</i>)	88	85
celkem	total	590	619

Tab. 3.1 Souhrnné údaje o rozsahu sčítání v lednu 2008 a 2009 v jednotlivých oblastech ČR (Zdroj: Musilová et al. 2009a)

V roce 2009 se do Mezinárodního sčítání vodních ptáků zapojilo 387 dobrovolných sčítatelů z řad profesionálních i amatérských ornitologů. Celkem bylo v celé ČR sečteno 619 lokalit (viz. Tab. 3.1). Rozmístění lokalit je v mapové podobě vyjádřeno na obr. 3.1. Výsledky sčítání se zaznamenávají do jednotného formuláře.



Obr. 3.1 Distribuce sledovaných lokalit na území České republiky. Bílé čtverce představují lokality sledované v lednu 2008, černé kroužky představují lokality sledované v lednu 2009. (Zdroj: Musilová et al. 2009a)

Dle publikovaných zpráv (Musil 2008 *et al.*, Musilová *et al.* 2009a) byla v lednu 2009, stejně jako roku 2008, nejpočetnějším druhem kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), dále husa polní (*Anser fabalis*), kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), či lyska černá (*Fulica atra*) Nejhojnějším druhem, tedy zjištěným na nejvíce sledovaných lokalitách, byla kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), dále volavka popelavá (*Ardea cinerea*), kormorán velký, či labuť velká (*Cygnus olor*). Rekordních počtů dosáhly v lednu 2009 potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*), kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), morčák velký (*Mergus merganser*), skorec vodní (*Cinclus cinclus*), kachnička karolínská (*Aix sponsa*), konipas horský (*Motacilla cinerea*) a konipas bílý (*Motacilla alba*). Ukázka tabulky zjištěných jedinců viz Tab. 3.2.

Od roku 2007 je na Katedře zoologie PŘF UK řešen pětiletý projekt „Dlouhodobé změny početnosti a distribuce vodních ptáků v České republice ve vztahu ke změnám klimatu a životního prostředí“, který je zaměřen právě na analýzu dostupných údajů, které byly získány během různých monitorovacích projektů zaměřených na vodní a mokřadní ptáky v ČR (Musil 2008).

druh	species	n	celkem	ZapC	SevC	StřC	JižC	VycC	JižM	SevM
<i>Gavia stellata</i>		3	3	1	0	1	0	0	0	1
<i>Tachybaptus ruficollis</i>		73	262	16	69	65	9	4	58	41
<i>Podiceps cristatus</i>		28	329	127	12	21	0	38	33	98
<i>Phalacrocorax carbo</i>		174	8564	670	1068	2982	149	571	2104	1020
<i>Botaurus stellaris</i>		1	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Egretta alba</i>		64	374	59	24	18	61	3	173	36
<i>Ardea cinerea</i>		323	2021	272	134	316	428	197	254	420
<i>Ciconia ciconia</i>		1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Cygnus olor</i>		224	1838	227	230	533	206	187	307	148
<i>Cygnus cygnus</i>		1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anser fabalis</i>		14	2973	108	77	6	569	1950	58	205
<i>Anser albifrons</i>		12	1211	16	1	0	677	10	499	8
<i>Anser erythropus</i>		1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Anser anser</i>		20	1995	0	0	9	291	1	1637	57
<i>Anser anser f. domestica</i>		1	9	0	0	0	0	0	9	0
<i>Anser spp.</i>		13	14749	900	800	10	0	703	12034	302
<i>Branta canadensis</i>		2	3	0	0	0	1	0	2	0
<i>Branta leucopsis</i>		1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Alopochen aegyptiacus</i>		1	2	2	0	0	0	0	0	0
<i>Cairina moschata</i>		4	5	1	0	1	0	1	2	0
<i>Callonetta leucophrys</i>		1	1	0	0	0	0	1	0	0

Tab. 3.2 Počet zjištěných jedinců jednotlivých druhů v lednu 2009 – ukázka.

n – počet obsazených lokalit

(Zdroj: Musilová *et al.* 2009)

Výběr dat

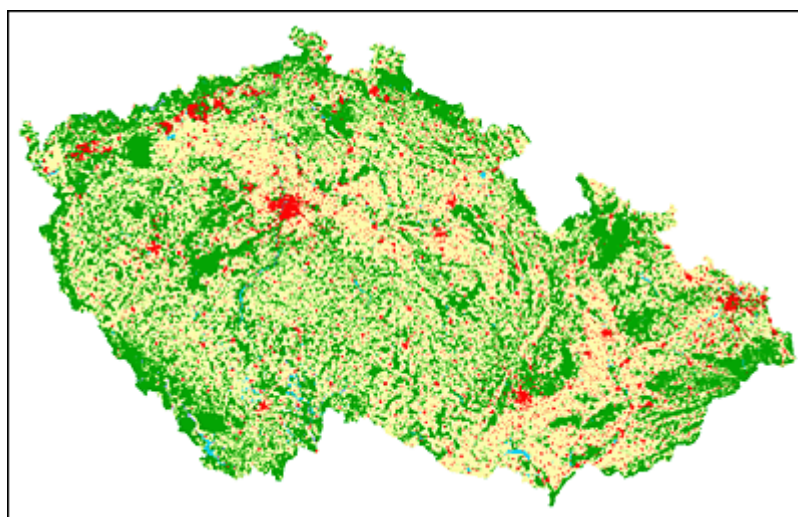
Pro analýzu hlavních fyzickogeografických faktorů prostředí ovlivňujících diverzitu a početnost vodních ptáků jsem použil poskytnutá data z národní databáze Mezinárodního sčítání vodních ptáků (International Waterbirds Census) v lednovém termínu. Pro výběr vhodných časových úseků bylo zásadní zajištění časové shody s dostupnými daty o krajinném pokryvu, jako jedné z nejdůležitějších environmentálních proměnných. Použitá data CORINE Land Cover jsou k dispozici za roky 1970, 1990, 2000 a 2006. Bylo tedy potřeba zvolit taková sčítací období, které by co nejvíce odpovídala uvedeným časovým horizontům pořízení dat krajinného pokryvu. Jelikož však v minulosti neprobíhalo na všech lokalitách sčítání každý rok, bylo nutné vybrat dostatečně dlouhý interval, během kterého by sčítání na lokalitách zaručeně proběhlo. Byly tak vybrány tři pětileté intervaly v období 1966-1970, 1986-1990 a 2002-2006. Výchozí tabulka tedy obsahovala seznam lokalit, kde sčítání proběhlo v každém časovém úseku alespoň jednou. U každé lokality je znám průměrný počet jedinců v každém ze tří období, průměrný počet druhů v každém z těchto období a celkový počet ptáků za celou dobu sčítání (tedy od roku 1966 do roku 2006). Pro zpřesnění výstupů byla stanovena podmínka, aby v každém z pětiletých intervalů proběhlo na vybraných lokalitách sčítání alespoň dvakrát. Zúžením výběru tak zůstalo 53 lokalit. Z těchto 53 lokalit bylo 32 na tekoucích a 21 na stojatých vodách (viz přílohy). Příslušná data byla poskytnuta v rámci řešení projektu VaV MŽP ČR SP/2d3/109/07 nositelem projektu RNDr. Petrem Musilem, Dr.

3.1.2. Data o fyzickogeografickém prostředí

Pro vodní ptáky může při výběru vhodné lokality hrát roli nejen velikost, kvalita a (ne)obsazenost vodní plochy či toku konkurenty, ale také prostředí, v němž se nachází. Tedy bohatost příbřežní vegetace a pro býložravé vodní ptáky, jako jsou husy, labutě a některé druhy plovavých kachen, také dostupnost polí a luk pro pastvu (Hume 2002). Ptáci se totiž snaží minimalizovat vzdálenost mezi pastvinou a místem odpočinku z důvodu energetické náročnosti při přelétání (Madsen 1995). Částečně synantropní druhy, jako racci, kachny divoké, či labutě zase mohou preferovat blízkost lidských obydlí díky jednodušší dostupnosti potravy.

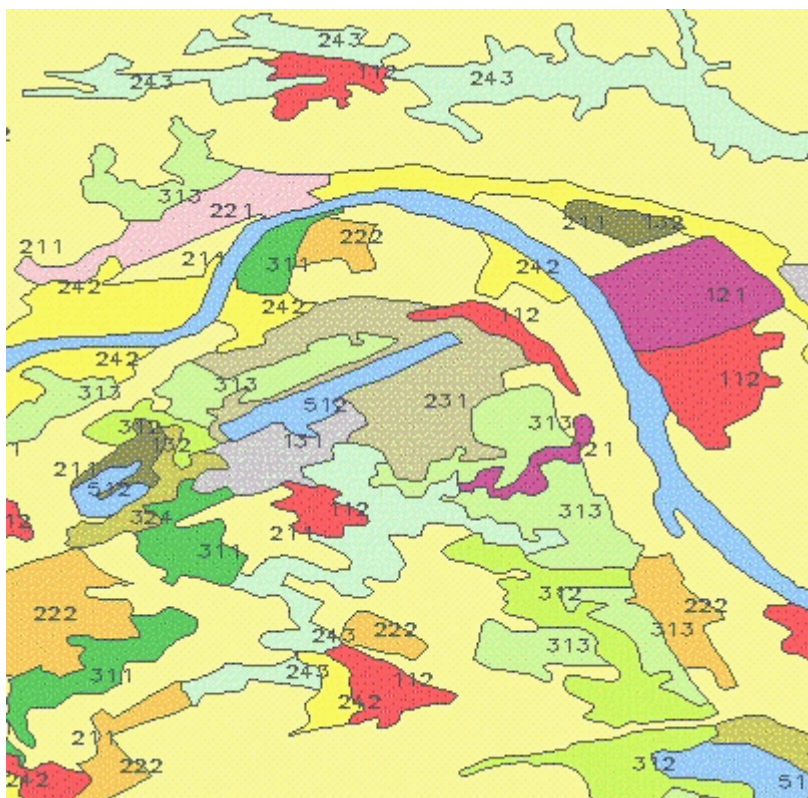
Krajinný pokryv

Pro zjištění krajinného pokryvu v okolí sčítacích lokalit byla využita databáze projektu CORINE Land Cover České republiky, které jsou volně dostupné na mapovém serveru České informační agentury pro životní prostředí (CENIA). CORINE (COoRdination of INformation on the Environment) je celoevropský program shromažďující informace o životním prostředí na evropském kontinentu. Mimo jiné aktivity, vytváří jednotnou tematickou mapu krajinného pokryvu vybraných států Evropy v měřítku 1:100000. Třídy krajinného pokryvu jsou stanoveny tak, aby byly shodné pro většinu států a přitom umožňovaly zmapovat i regionální specifika. Databáze je tedy zpracována na třech podrobnostních úrovních. Na první úrovni je 5 kategorií označených jednociferným kódem, na druhé úrovni 15 kategorií s dvojciferným kódem, z nichž se na území České republiky vyskytuje 12, a na třetí úrovni je určeno 44 kategorií označených tříciferným kódem (v České republice 28 kategorií) (obr. 3.2).



Obr. 3.2a - Úroveň 1 (pro měřítko menší než 1:1 000 000) - obsahuje 5 tříd

(Zdroj: <http://www.cenia.cz/>)



Obr. 3.2b - Úroveň 3 (základní měřítko 1:100 000) - obsahuje 44 tříd krajinného pokryvu

(Zdroj: <http://www.mzp.cz/>)

Jelikož projekt CORINE byl zahájen až v roce 1985, předešlá databáze CORINE Land Cover 1970 byla vytvořena zpětnou analýzou sestávající z porovnání výchozích polygonů CORINE 1990 se snímky Landsat MSS (Multispectral scanner) ze 70. let a jejich následnou modifikací (Feranec *et al.* 2000). Kvůli použití méně podrobného snímače, Landsat MSS se čtyřmi pásmy, bylo možné pracovat s kategoriemi land cover pouze na druhé podrobnostní úrovni. Proto bylo nutné v rámci jednotného zpracování analyzovat stav a strukturu krajinného pokryvu na 2. úrovni. V České republice bylo na této podrobnostní úrovni zaznamenáno následujících 12 kategorií: 1.1. Městská zástavba, 1.2. Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti, 1.3. Doly, skládky a staveniště, 1.4. Oblasti zeleně a rekreační oblasti, 2.1. Orná půda, 2.2. Trvalé plodiny, 2.3. Travní porosty, 2.4. Smíšené zemědělské oblasti, 3.1. Lesy, 3.2. Travnaté a nebo křovinaté porosty, 4.1. Mokřady ve vnitrozemí a 5.1. Sladké vody.

Struktura krajinného pokryvu

Pro zhodnocení struktury krajiny v dané oblasti, především pak parametrů počtu plošek, počtu typů plošek a diverzity krajiny je možné využít V-Late (LARG 2005),

rozšiřující nástroj ArcGIS. K stanovení celkové diverzity prostředí byl využit Shannonův index diverzity (SHDI). SHDI z hlediska struktury krajiny popisuje zastoupení a rozložení jednotlivých tříd krajinného pokryvu. Je vyjádřen jako suma všech násobků poměrného zastoupení tříd v krajině a četností jednotlivých tříd.

Reliéf

Výběr lokality vodními ptáky velmi pravděpodobně ovlivňuje i charakter reliéfu širšího okolí. Mírnější a přehlednější terén mohou mnohé druhy vodních ptáků preferovat před nepřehledným příliš členitým terénem. Pro účely byly stanoveny hodnoty průměrné nadmořské výšky (MEAN) a vertikální heterogenity reliéfu vyjádřené směrodatnou odchylkou (STD) ve vymezené zóně sčítacích lokalit. Jako podklad k výpočtu byl využit digitální model terénu České republiky z databáze ArcČR 500, v rastrové podobě, který je volně dostupný studentům PřF UK v rámci univerzitní licence produktů firmy ESRI.

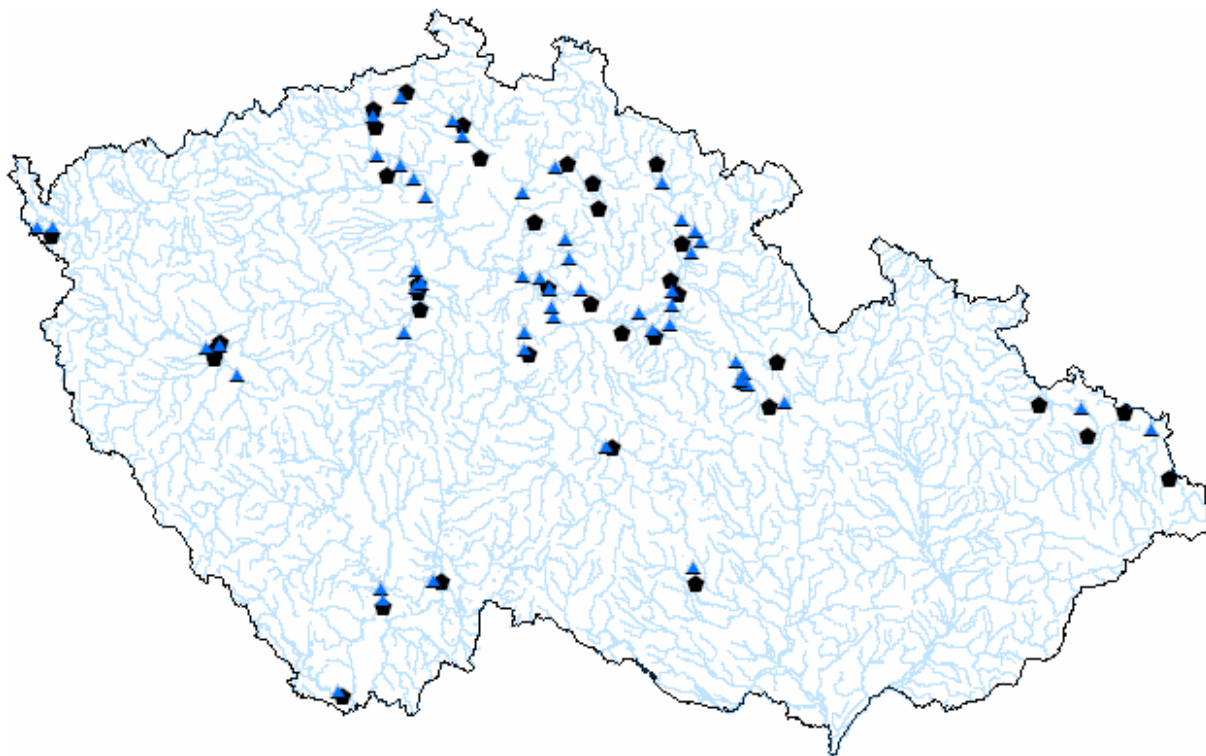
Klima

Různé zimní sezóny sčítání zimujících vodních ptáků se mimo jiné liší klimatickými podmínkami, které mohou výrazně ovlivňovat distribuci a početnost jednotlivých druhů.

Pro charakteristiku klimatických poměrů byly zvoleny následující ukazatele:

- 1) Průměrné, minimální a maximální denní teploty v prosinci a lednu
- 2) Denní celková výška sněhu, výška nového sněhu a denní srážky.

O poskytnutí těchto dat z nejbližších meteorologických stanic (viz obr.3.3) byl požádán Český hydrometeorologický ústav. Klimatická data však kvůli omezeným licenčním podmínkám a náročnosti zpracování budou analyzována až pro účely diplomové práce.



Obr. 3.3 Rozmístění zvolených meteorologických stanic ČHMÚ

Legenda: Černé značky – vybrané meteorologické stanice ČHMÚ

Modré trojúhelníky – zájmové sčítací lokality

3.2 Zpracování vstupních dat

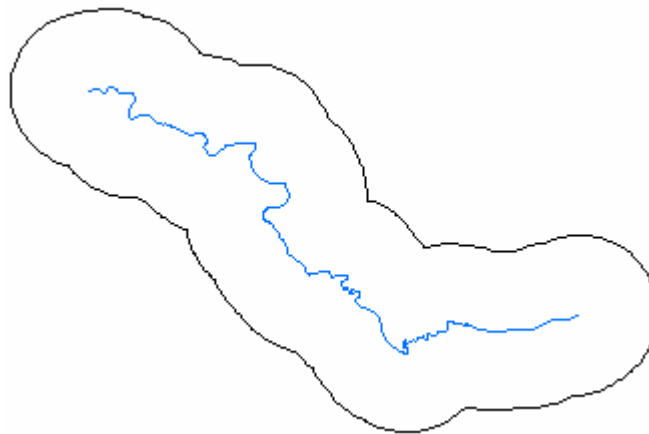
Zpracování vstupních dat bylo prováděno za pomoci softwaru ArcGis 9.3.

3.2.1 Zpracování lokalit

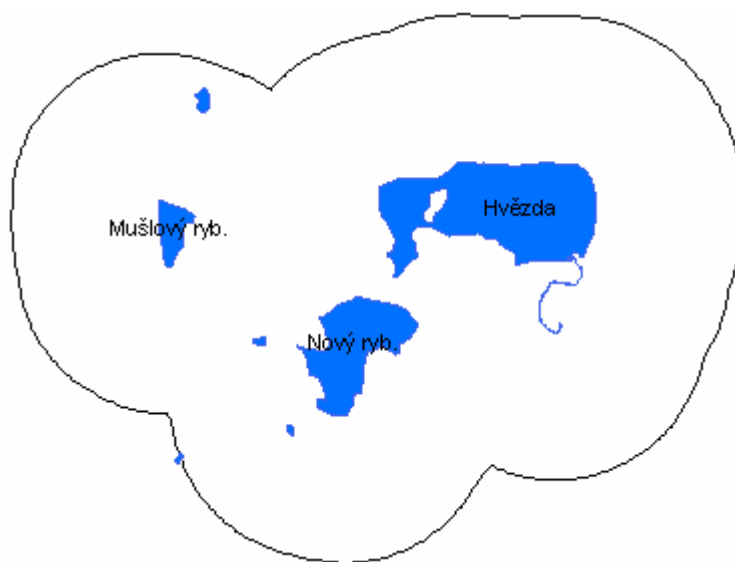
Tekoucí vody jsou dle IWC (Mezinárodního sčítání vodních ptáků) rozděleny na přesně vymezené úseky ohraničené např. mosty, jezy ap. Stojaté vody pak výčtem vodních ploch, na kterých sčítání probíhalo. Každá lokalita nese svůj specifický kód. Pro manipulaci s vodními systémy byly použity volně dostupné podkladové vrstvy z referenční geografické databáze DIBAVOD (DIgitální BÁze VOdohospodářských Dat) s kódovým označením A03 a A05. Z praktických důvodů probíhala práce s vodními plochami a vodními toky odděleně.

3.2.2 Krajinný pokryv

Stěžejní bylo rozhodnutí, jak velké okolí může hrát roli ve výběru lokality vodními ptáky. V prvotním výběru může být významný již celkový ráz krajiny ze směru příletu při tahu (nejčastěji tedy ze severu, severovýchodu a severozápadu) (Cepák *et al.* 2008), pravděpodobně však je, že kromě stavu samotné vodní plochy bude určující i celkový charakter širšího okolí. Vzdálenější okolí vodních systémů nebude mít pravděpodobně zvláštní význam pro potápivé kachny, chřástaly, či volavky, pro které je důležitá pouze příbřežní vegetace (Hume 2002). Zato pro býložravé druhy, jako jsou husy, některé druhy plovavých kachen či labutě, může být významná dostupnost pastvin na polích a lukách v okolí. Po tomto zvážení byla vybrána zóna do vzdálenosti 1 km od břehů lokality. Takto definované zóny byly vymezeny pomocí nástroje Buffer. (obr. 3.4). V případě stojatých vod bylo zapotřebí vytvořit „buffer“ pro každou sčítací lokalitu zvlášť, aby se zajistilo oddělení soustavy vodních ploch od ostatních. Použití funkce *Dissolve All* zajistilo, aby se nově vytvořené plochy nepřekrývaly, kvůli následnému zastoupení krajinných prvků (obr. 3.5). Vzniklých 21 zón lokalit stojatých vod bylo pomocí nástroje *Merge* spojeno do jedné vrstvy. Pro následnou práci bylo nutné stanovit rozlohu jednotlivých zón.



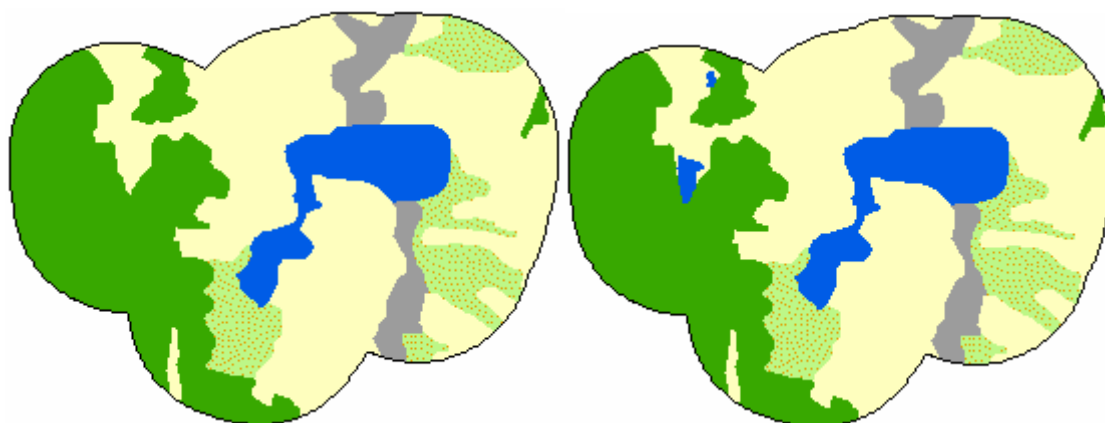
Obr. 3.4 – Použití nástroje *Buffer* na úseky vodních toků (př. lokalita 24051)



Obr. 3.5 - Použití nástroje Buffer na vodní plochy (př. lokalita 52062)

Práce s vrstvami CORINE

Pro vizualizaci krajinné struktury v daných oblastech bylo zásadní protnutí vzniklých vrstev s vrstvami CORINE. Jelikož nejmenší mapovaná jednotka má plochu 25 ha, bylo zapotřebí vytvořit vlastní vrstvu vod pro každé ze tří období, které se v databázi CORINE nevyskytují, ačkoliv by mohly mít význam pro uvažování vlivů na diverzitu a početnost ptáků. Pro získání podrobnějších vrstev krajinného pokryvu s potřebnými údaji o vodách tak došlo k propojení vrstev doplňkových vod s původními vrstvami CORINE. K tomuto účelu posloužily nástroje *Erase* a *Merge*.



Obr. 3.6 – Protnutí vrstvy CORINE 1990 s vrstvou „bufferů“. (př. lokalita 52062).

(Porovnání: nalevo původní vrstva CORINE 1990, napravo upravená vrstva CORINE 1990.

V původní vrstvě zcela chybí Mušlový rybník, který může být pro správné vyhodnocení ve sčítací lokalitě významný.)

Nově vzniklé vrstvy s charakterem krajinného pokryvu v okolí sčítacích lokalit (viz obr. 3.6) pro každé ze tří období představují výchozí podklad pro hodnocení vlivu struktury krajiny na diverzitu a početnost vodních ptáků v daných lokalitách. Dále byla spočtena rozloha jednotlivých plošek v oblasti a procentuální zastoupení typů plošek (tříd) v lokalitách. Vyexportované atributové tabulky (formát .dbf) byly v programu Microsoft Excel převedeny na kontingenční tabulky tak, viz tab.3.5.

LOKALITA	11	12	13	14	21	22	23	24	31	32	51
14010	7,31	9,54	0	0	41,19	0	19,94	22,02	0	0	0
14061	24,26	3,78	1,69	0,52	59,99	0	0,00	6,88	2,88	0	0
14070	11,79	0	0	2,70	27,70	0	6,39	8,66	42,76	0	0
24001	10,38	6,69	0,75	0,06	44,44	7,90	0	7,79	11,29	0	10,70
24002	15,28	2,51	0	0	54,91	4,10	0	5,45	4,89	2,18	10,68
24003	19,44	17,76	0	0,41	34,36	10,14	0	2,34	0	0,79	14,75
24008	38,63	12,20	0	1,98	4,17	0	0	8,04	26,84	0	8,14
24010	15,81	11,67	0	0,87	11,82	2,15	2,34	21,70	26,96	0	6,68
24051	12,73	6,86	0	0	32,61	0	12,32	20,09	14,76	0,63	0

Tab. 3.5 – Ukázka kontingenční tabulky procentuálního zastoupení krajinných typů ve vybraných lokalitách v roce 1990

Ke každé lokalitě byly přiřazeny hodnoty krajinného zastoupení jednotlivých tříd pro všechna období a spočteny rozdíly procentuálního zastoupení krajinných typů mezi lety 1970 a 1990, 1990 a 2006 a naposledy změnu za celé sledované období, tedy mezi roky 1970 a 2006.

Stanovení diverzity krajinného pokryvu v zónách okolí lokalit

Po zjištění zastoupení krajinných typů v zónách jednotlivých lokalit pro každé zmiňované období, bylo cílem určit další významný faktor, tedy diverzitu krajiny. Na to byl využit nástroj V-Late, rozšiřující nástroj ArcGis pro hodnocení krajiny. Nástroj V-Late nabízí mnoho funkcí, mezi nimiž byly pro účely této práce určující analýzy prostoru (*Area Analysis*) a diverzity krajiny (*Diversity Analysis*). Pomocí nich byly zjištěny počty plošek (*Number of Patches*), počty tříd (*Richness*) a diverzita prostředí za využití Shannonova indexu diverzity.

Nyní jsou připraveny podklady vývoje krajinné struktury pro hodnocení a následné analýzy možných dopadů na diverzitu a početnost vodních ptáků v daných lokalitách (viz přílohy).

3.2.3 Reliéf

LOKALITA	MEAN	STD
14010	438,32	13,62
14061	323,79	18,11
14070	386,75	40,85
24001	167,30	18,73
24002	159,22	16,11
24003	158,73	29,63
24008	195,69	63,57
24010	184,92	59,99
24051	262,38	23,26
34017	276,43	53,13
34020	214,56	24,60
34021	202,59	20,51

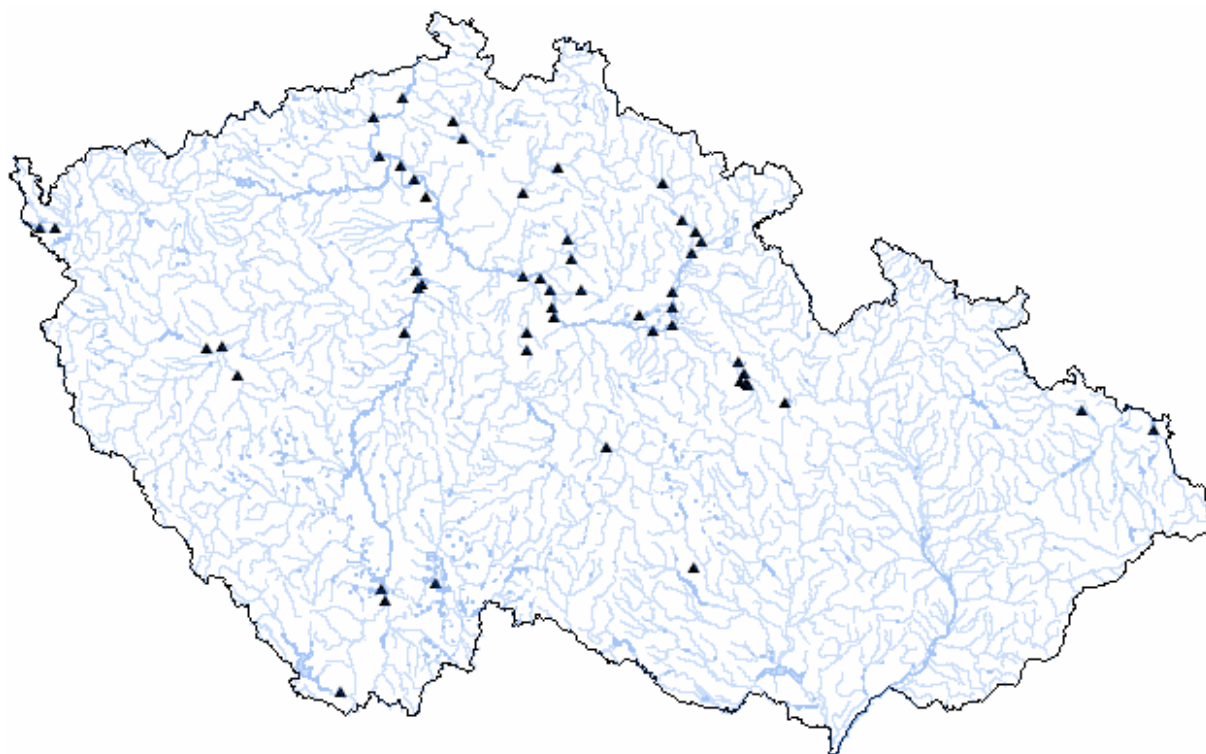
Pro zjištění požadovaných informací o charakteru reliéfu, tedy průměrné nadmořské výšky (MEAN) a směrodatné odchyly (STD) ve všech 53 lokalitách, byla použita funkce *Zonal statistics* v nabídce *Spatial Analyst* (ukázka viz tab. 3.6.).

Tab. 3.6 – Ukázka tabulky s hodnotami průměrné nadmořské výšky (MEAN) a směrodatné odchyly (STD)

4. Výsledky

4.1 Charakteristika lokalit IWC

K hodnocení vlivů fyzickogeografických faktorů prostředí na diverzitu a abundanci vodních ptáků bylo použito 53 lokalit na území České republiky. Z těchto 53 lokalit se 32 nachází na tekoucích a 21 na stojatých vodách (obr. 4.1).



Obr. 4.1 – Rozmístění vybraných sčítacích lokalit v ČR

V případě vodních toků, je přes 50 % všech zájmových lokalit situováno na řece Labi. 5 lokalit se pak nachází na řece Vltavě, ostatní jsou na řekách Jizera, Loučná, Olše, Ohře, Ploučnice, Sázava, Mže a Úslava. Stojaté vody jsou zastoupeny vodními nádržemi a rybníčními soustavami. Konkrétně 4 lokality se nachází na vodních nádržích, zbývající 17 lokalit jsou pak rybníky či rybníční soustavy.

Většina lokalit se nachází v nižších nadmořských výškách. Průměrná hodnota všech zájmových lokalit je 284 m n.m. 33 lokalit je níže než 300 m n.m., z čehož 24 lokalit je na tekoucích vodách a 9 na stojatých vodách. 35 lokalit se nachází v nížinných oblastech pouze s malou vertikální heterogenitou terénu. Z čehož je 19 lokalit na vodních tocích a 16 u vodních ploch. V hlubokých údolích řek lze nalézt pouze 3 lokality a to v části řeky Labe protékající Ústím nad Labem (kód 24008) a v úseku před městem Děčín (kód 24010) a na

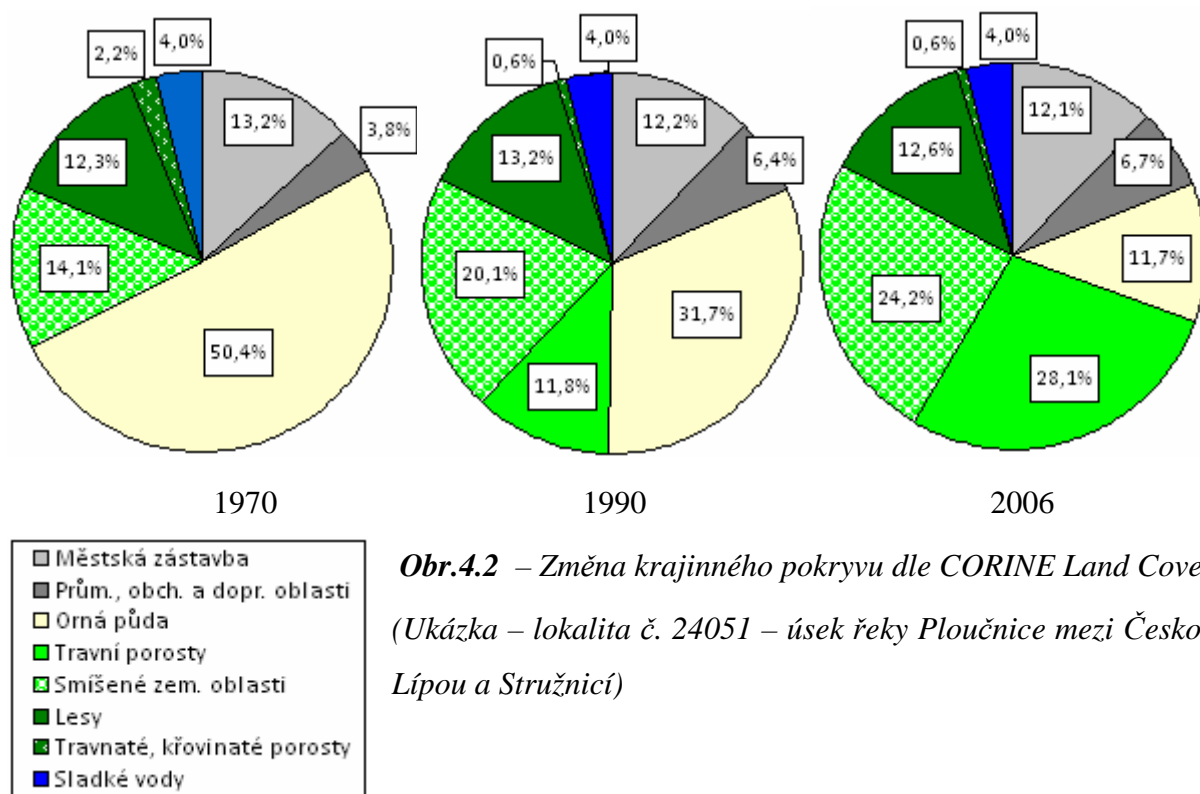
řece Vltavě v úseku mezi Davlí a Zbraslaví (*kód 34017*). Nejvýše položenou lokalitou ze všech zájmových území je vyrovnávací nádrž Lipno II u Vyššího Brodu (*označení 41003*). Její zóna se nachází v průměrné výšce 622 m n. m. (viz přílohy).

4.2 Změny krajinného pokryvu v okolí lokalit IWC

Z hlediska zastoupení jednotlivých krajinných typů v okolí sčítacích lokalit se nejvíce vyskytují: orná půda, travní porosty, zemědělské oblasti s přirozenou vegetací, lesy a urbanizovaná plocha. V okolí vodních ploch jsou obecně méně zastoupeny uměle přetvořené povrchy než v okolí vodních toků. Městská zástavba (*označení 11*) se vyskytuje v 16 lokalitách stojatých vod, průmyslové, obchodní a dopravní oblasti (*kód 12*) již jen v pěti lokalitách, a pouze ve dvou lokalitách stojatých vod se nachází doly a skládky (*13*) a oblasti zeleně s rekreačními plochami (*14*). Orná půda (*kód 21*) se nachází ve všech uvažovaných lokalitách. Minimálně zastoupeny jsou oblasti s trvalými plodinami (*22*) pouze v pěti uvažovaných zónách sčítacích lokalit, přičemž pouze jedna se nachází kolem vodních ploch. Travní porosty (*23*) zastoupené loukami a pastvinami se pak vyskytují více v okolí stojatých vod, a to v 17 z 21 lokalit. Zatímco u vodních toků je to pouze 15 z 32 lokalit. Smíšené zemědělské oblasti (*24*) lze nalézt ve všech zvažovaných lokalitách. Podobně lesy (*31*) se nachází ve většině lokalit. Tento typ krajinného pokryvu není zastoupen pouze v případě 4 lokalit tekoucích vod a jedné lokality vod stojatých. Méně zastoupeny jsou pak travnaté a křovinaté oblasti (*32*), a to v 8 lokalitách vodních ploch a 7 tekoucích vod. Vzácně zastoupeným typem krajiny jsou mokřady (*41*). V okolí uvažovaných tekoucích vod se nevyskytují ani v jednom případě, u vodních ploch je to pouze ve třech lokalitách. Zajímavostí je zóna Novozámeckého rybníku (*označení č. 22046*), kde mokřady zastupují přes 20 % celkového krajinného pokryvu. Novozámecký rybník je národní přírodní rezervací, jež byla vyhlášena právě pro ochranu mokřadních společenstev a je zařazena mezi lokality Natura 2000 (AOPK ČR 2006).

K největším změnám v údajích krajinného pokryvu CORINE 1970, 1990 a 2006 v okolí daných lokalit docházelo v případě městské zástavby, průmyslových, obchodních a dopravních oblastí, orné půdy, travních porostů a smíšených zemědělských oblastí (obr. 4.2) Snižování rozsahu městské zástavby bylo zaznamenáno v 11 oblastech sčítacích lokalit, přičemž pouze na jedné lokalitě se stojatou vodou. K expanzi městské zástavby došlo v 12 lokalitách tekoucích vod a v 6 případech v okolí vodních ploch. V ostatních lokalitách došlo jen k nepatrným změnám, popřípadě nebyl tento krajinný typ zastoupen. V případě

průmyslových, obchodních a dopravních oblastí byl zaznamenán pouze nárůst a to v 22 lokalitách, z čehož 19 podél vodních toků. Sklárky, doly a staveniště významně ubyly ve dvou oblastech, a v jednom případě došlo k jejich rozšíření. Rozsah městské zeleně a rekreačních oblastí se mírně zvýšil v 5 případech, k nepatrnému snížení došlo pouze v jedné oblasti. K výraznému snížení rozsahu orné půdy, tedy více jak o 10%, došlo v 10 oblastech, přičemž 8 se nacházelo podél vodních toků. Mírný pokles byl pak zaznamenán v dalších 18 lokalitách. Pouze na 8 lokalitách došlo k expanzi orné půdy. Travní porosty se rozrostly v 19 případech, naopak jejich rozsah se snížil v 11 oblastech. Zastoupení tekoucích a stojatých vod bylo rovnoměrné. V 22 lokalitách došlo ke snížení rozsahu smíšených zemědělských oblastí, ve stejné míře se však jejich zastoupení zvýšilo. Nárůst zastoupení lesů byl zaznamenán v 11 lokalitách, naopak pokles v 8 lokalitách. Travnatých a křovinatých porostů přibýlo na 8 lokalitách, pouze ve třech případech tyto porosty ubyly. V případě mokřadních systémů došlo ke snížení rozsahu mokřadů právě v lokalitě Novozámeckého rybníku.



4.3 Změny struktury krajiny

V zónách sčítacích lokalit je mezi daty CORINE 1970, 1990 a 2006 celkově znatelný nárůst počtu plošek. Vzrůstající tendence je patrná u 11 lokalit na stojatých a 26 na tekoucích vodách. K nejvýraznější změně došlo v případě úseku řeky Vltavy mezi Davlí a Zbraslaví (*kód 34017*), kde počet plošek vzrostl mezi prvním a druhým obdobím z 20 na 51. Ke snížení došlo pouze v 8 případech, přičemž 3 z nich vykazovaly nárůst mezi prvními dvěma obdobími a poté pokles mezi druhým a třetím obdobím.

Počet typů plošek, tedy jednotlivých krajinných typů nevykazoval v daných lokalitách ve sledovaném období výrazné změny. Přesto evidentní nárůst počtu tříd v každém ze tří období je u 10 lokalit, 7 v případě vodních toků a 3 u vodních ploch. Pokles počtu tříd po celou dobu sledování není patrný ani u jedné lokality. Pouze 5 lokalit zůstává beze změny. U ostatních dochází k mírnému kolísání mezi jednotlivými obdobími.

Shannonův index diverzity vykazoval nárůst po celou dobu sledování u 16 lokalit, 7 v okolí vodních toků a 9 v okolí vodních ploch. Mírně snižující tendenci měl pouze u 3 lokalit, v ostatních lokalitách SHDI mezi jednotlivými obdobími kolísal (viz Přílohy).

4.4 Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových lokalitách

Početnost a druhová diverzita vodních ptáků je v rámci zájmových území značně variabilní. Stálý přírůstek počtu jednotlivců během sledovaného období vykazuje pouze 6 lokalit na tekoucích a 5 na stojatých vodách, přičemž nejvýraznější přírůstek byl zaznamenán v CHKO Třeboňsko (*lokality č. 42000*). K největším změnám však docházelo mezi jednotlivými obdobími. Mezi prvním a druhým došlo k nárůstům početnosti na 34 lokalitách a na 17 lokalitách pak mezi druhým a třetím obdobím. Naopak klesající trend po celé sledované období vykazují pouze 4 lokality, 2 na vodních tocích, 2 na stojatých vodách. Rozdíly mezi jednotlivými obdobími byly opět výraznější. Zatímco mezi prvním a druhým vykazovalo 6 lokalit snížení početnosti, mezi druhým a třetím obdobím to bylo již téměř 50% lokalit. Tedy 8 lokalit na vodních plochách a 15 na vodních tocích, přičemž nejvýraznější pokles byl zaznamenán na vltavském úseku mezi Podbabou a Roztoky (*lokality č. 34023*).

K zvyšování diverzity po celou dobu sledování docházelo u 14 lokalit na tekoucích a 5 lokalit na stojatých vodách. Přičemž mezi prvním a druhým obdobím došlo ke zvýšení počtu druhů na většině zájmových území, tedy 19 na vodních tocích a 16 na vodních

plochách. Mezi dalšími dvěma obdobími byl nárůst podobný, a to u 21 lokalit na tekoucích a 7 na stojatých vodách. Nejvýznamnější nárůst druhové diverzity vykazovala CHKO Třeboňsko. K stálému úbytku rozmanitosti druhů nedochází ani v jedné zájmové lokalitě, významnější rozdíly jsou však mezi jednotlivými obdobími. Mezi prvním a druhým obdobím byl zaznamenán pokles počtu druhů pouze u dvou lokalit, mezi druhým a třetím obdobím již u 5 lokalit na stojatých vodách a u 3 lokalit na tekoucích vodách.

5. Diskuze

Druhovou diverzitu, početnost a prostorové rozšíření ovlivňuje celá řada faktorů abiotické, biotické i antropogenní povahy, které se v prostoru i v čase vzájemně doplňují a prolínají. Ne všechny environmentální proměnné však lze hodnotit geografickými metodami. Jedná se zejména o biotické interakce, dostupnost potravních zdrojů či přímé vlivy člověka. Práce proto byla zaměřena především na analýzu dopadů změn klimatu a struktury krajiny na společenstva vodních ptáků jako modelové skupiny organismů.

5.1. Vstupní data

Pro zvažování možných vlivů prostředí na cílovou skupinu organismů je nejprve důležité zhodnotit vhodnost, přesnost a vypovídací schopnost použitých vstupních dat.

Databáze mezinárodního sčítání vodních ptáků

Sběr dat v rámci různých monitorovacích projektů bývá z důvodu jejich značného objemu založen na spolupráci mnoha pracovníků, z řad profesionálních i amatérských ornitologů. Avšak právě vysoká heterogenita mezi sčítateli s sebou přináší také vysokou míru subjektivity při hodnocení podmínek prostředí, determinaci správného druhu, či zaznamenávání údajů. Výsledky jsou tak závislé na denní době, povětrnostních podmínkách v době sčítání a také zkušenostech pozorovatele. Navíc některé sčítací lokality nejsou monitorovány každoročně z důvodu nepřítomnosti sčítatele. Chybějící data tak mohou být významným faktorem v nepřesnosti zhodnocení dlouhodobých změn.

Pro hodnocení vlivů podmínek prostředí může být zásadní i rozsah lokality. Příkladem může být CHKO Třeboňsko, kde objemná rybníční soustava spadá pod jednu lokalitu (č. 42000) a jednoho sčítatele. Pro takto rozsáhlé území v podstatě nelze využít stejné metody studia jako v případě menších vodních systémů.

Přes zjevné nedostatky však národní databáze mezinárodního sčítání vodních ptáků poskytuje na území České republiky nejkvalitnější a nejdelší datovou řadu a je tak běžně využívána mnoha vědeckými pracovníky.

Data o krajinném pokryvu

Databáze CORINE Land Cover poskytuje podrobné údaje o krajinném pokryvu již od 90., resp. 70. let. Její přesnost se však snižuje se současným použitím databází ze 70. let a z roků následujících. Databáze CLC70, jenž využívá pouze 2. podrobnostní úroveň nutí v rámci jednotného systému analyzovat stav a strukturu krajinného pokryvu podrobnějších dat z novějších databází na tuto úroveň. V analýzách tak není možné uvažovat jemnější rozdíly v krajině než na této úrovni. Přitom právě rozdělení lesů na jehličnaté, listnaté a smíšené, či detailnější rozdělení smíšených zemědělských oblastí by mohlo být významnou proměnnou v přesnějších analýzách dopadů prostředí na distribuci organismů v krajině. Také sjednocení plošek ze 3. na 2. úroveň povede k homogenizaci krajiny. Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím vypovídací schopnost dat je velikost nejmenší mapované jednotky, tedy 25 ha a liniový útvar pak o šířce 100 metrů. Tím mohou být v krajině opomenuty jisté prvky, které i přes své malé rozměry mohou hrát podstatnou roli, například mokřadní a vodní systémy menších rozměrů. Přesto patří použitá data mezi nenahraditelné podklady základní analýzy krajinného pokryvu v širším okolí sčítacích lokalit.

Meteorologická data

Také informace o charakteru klimatu, o která bylo zažádáno, mohou být zatíženy chybou původních vstupních dat. Nedostatečný počet a poloha meteorologických stanic mohou hrát významnou roli v neadekvátním přiřazení daných hodnot zájmovým lokalitám. Právě potenciální rozdíly v morfologii terénu, kdy se stanice může nacházet na blízkém vrcholu, zatímco sčítací lokalita bude mít charakter říčního údolí, či příliš velká vzdálenost stanice od sčítací lokality by mohly zapříčinit odlišné charakteristiky povětrnostních podmínek. Z tohoto důvodu bylo ve sporných případech zažádáno o data z většího počtu okolních stanic, aby bylo možné vzájemné rozdíly porovnat a příp. nejreálnější hodnoty interpolovat.

5.2. Výstupy

Změny ve využívání krajiny obecně odráží socio-ekonomický a politický vývoj státu. Mezi ně patří pokračující industrializace, doprovázená urbanizací a antropogenní tlak na ornou půdu, lesní komplexy a vodní a mokřadní systémy (Feranec *et al.* 2000). V studovaných územích byla patrná změna především v rozloze orné půdy, kdy ve značném

rozsahu dochází k zmenšování její rozlohy a zvětšování rozlohy směsic polí, luk a travních porostů. To je v souladu se změnou v českém hospodářství, kdy se především po roce 1990 omezil vstup anorganických hnojiv a pesticidů do půdy, čímž se snížila intenzita zemědělství. Rozsáhlé plochy orné půdy tak zůstaly ladem a zarůstali přirozenou vegetací (Reif *et al.* 2008). V souladu s nárůstem zastavěné plochy komerčními stavbami a rozvojem infrastruktury (Parody *et al.* 2001) byl pozorován i mírný nárůst rozlohy průmyslových, obchodních a dopravních oblastí. Je však zajímavé, že v okolí lokalit nedošlo k významným plošným změnám lesů, ačkoliv právě deforestace měla v České republice, mezi 70. a 90. lety, nejzávažnější charakter (Feranec *et al.* 2000). K rozsáhlejšímu odlesňování však pravděpodobně nedocházelo v těsné blízkosti většiny vodních toků a ploch.

Jelikož změny krajinné struktury v daných lokalitách, ve větší či menší míře, odrážejí celkové změny krajiny, je patrné, že velikost zón kolem lokalit byla zvolena adekvátně a může tak být vhodným ukazatelem pro následné statistické analýzy vztahu vegetačního krytu k diverzitě a abundanci vodních ptáků.

Díky zvyšujícímu se počtu plošek na většině lokalit, především mezi 70. a 90. lety, by se mohlo zdát, že v zájmových územích dochází ve velké míře k fragmentaci krajiny, to je však pravděpodobně výsledkem sjednocení krajinných typů 3. úrovně na nižší úroveň v databázích CORINE 1990 a 2006.

Zarážející jsou však prudké změny početností vodních ptáků na některých lokalitách, které pravděpodobně významně nekorelují se změnami krajinné struktury. Například na řece Vltavě na úseku mezi Podbabou a Roztoky došlo v posledních 15 letech k rapidnímu poklesu celkového počtu vodních a mokřadních druhů. Mezi lety 1986 a 1990 se zde nacházelo na 5000 jedinců, avšak v období po roce 2002 zde bylo nalezeno pouze pár stovek exemplářů, přičemž výrazné změny v krajinném pokryvu ve sledovaném okolí lokality nebyly zaznamenány. Potenciální vliv těchto nepatrných změn v krajinném pokryvu bude vyžadovat přesnější analýzy, stejně tak bude důležité zahrnout do analýz další zvažované faktory, jako jsou meteorologické podmínky v okolí lokalit, které by mohly lépe vysvětlit fluktuace v početnostech jednotlivých druhů mezi jednotlivými zimami (Musil *et al.* 2008). I oscilace jednoho stupně kolem zámrzné teploty může hrát důležitou roli v hodnocení dopadu klimatu na ptačí populace. Dále druhová skladba společenstev vodních ptáků může být významným ukazatelem těchto změn. Jelikož různé druhy mohou reagovat na stejný faktor odlišně a naopak různé faktory mohou působit na jisté populace ptáků shodným způsobem, bude důležité testovat vliv více faktorů současně k rozpoznání jejich vlivu (Lemoine *et al.* 2007).

6. Závěr

Existuje celá řada faktorů prostředí, které mohou ovlivňovat živé organismy skrze prostorové aspekty šíření a jejich populační dynamiku. Různé druhy organismů mohou na tyto faktory reagovat odlišným způsobem, což vede k nepředvídatelným dopadům, jež budou vyžadovat naši pozornost.

Dle dostupné literatury byl charakterizován vliv jednotlivých faktorů na indikační skupinu. Přes značnou oblíbenost ptáků a jejich využití jako modelových organismů a obsáhlé množství studií zabývajících se tímto tématem, není stále jasné, které z faktorů mají největší dopad na dynamiku ptačích populací. Princip vlivů fyzickogeografického prostředí na vodní avifaunu není zdaleka znám a vyžaduje tak práci odborníků z více vědních oborů. Hodnocení vlivů prostředí na tuto indikační skupinu za využití geografických metod bylo doposud opomíjeno. Nabízí se tak možnost mezioborové spolupráce s Katedrou zoologie při řešení uvedeného tématu..

V druhé části této práce byla zpracována dostupná data o fyzickogeografickém prostředí a vybrané výsledky z databáze Mezinárodního sčítání a následně byly provedeny základní popisné analýzy zájmových lokalit. Takto zpracovaná data budou sloužit jako podklad pro analyzování vlivu faktorů na diverzitu a abundanci vodních ptáků v diplomové práci.

Použitá literatura

- Ahola, M., Laaksonen, T., Sippola, K., Eeva, T., Rainio, K., Lehikoinen, E. (2004). Variation in climate warming along the migration route uncouples arrival and breeding dates. *Global Change Biology* **10**, 1610-1617.
- Barbraud, Ch. & Weimerskirch, H. (2001). Emperor penguins and climate change. *Nature* **411**, 183-186.
- Barker, R. J., Hines, J. E., Nichols, J. D. (1991). Effect of hunting on annual survival of Grey Ducks in New Zealand. *The Journal of Wildlife Management* **55**, 260-265.
- Begon, M., Harper, J. L., Townsend, C. R. (1996). *Ecology*. Third Edition. Blackwell Science Ltd. Dostupné také online z <<http://books.google.com/>>.
- Beissinger, S. R., Osborne, D. R. (1982). Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* **84**, 75-83.
- Belovsky, G. E. (1978). Diet optimization in a generalist herbivore: the moose. *Theoretical Population Biology* **14**, 105-134.
- Both, Ch. & Visser, M. E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* **411**, 296-298.
- Both, Ch., Bouwhuis, S., Lessels, C. M., Visser, M. E. (2006). Climate change and population declines in a long-distance migratory birds. *Nature* **441**, 81-83.
- Brommer, J. A. (2004). The range margins of northern birds shift polewards. *Ann. Zool. Fennici* **41**, 391-397.
- Cepák, J., Klvaňa, P., Škopek, J., Schröpfer, L., Jelínek, M., Hořák, D., Formánek, J., Zárybnický, J. (2008). *Atlas migrace ptáků České a slovenské republiky*. Praha: Aventinum s.r.o.
- Crick, H. Q. P. (2004). The impact of climate change on birds. *Ibis* **146**, 48-56.
- Crick, H. Q. P., Dudley, C., Evans, A. D., Smith, K. W. (1994). Cause of nest failure among buntings in the UK. *Bird Study* **41**, 88-94.
- Crick, H. Q. P., Dudley, C., Glue, D. E., Thomson, D. L. (1997). UK birds are laying eggs earlier. *Nature* **388**, 526.
- Crick, H. Q. P. & Sparks, T. H. (1999). Climate change related to egg-laying trends. *Nature* **399**, 423-424.
- Cunningham, D. M. & Moors, P. J. (1994). The decline of Rockhopper Penguins *Eudyptes chrysocome* at Campbell Island, Southern Ocean and the influence of rising sea temperature. *Emu* **94**, 27-36.
- Davis, A. J., Jenkinson, L. S., Lawton, J. H., Shorrocks, B., Wood, S. (1998). Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* **391**, 783-786.
- Den Boer, P. J. (1981). On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* **50**, 39-53.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001). Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird population. *Proc. R. Soc. Lond. B* **268**, 25-29.
- Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J. & van Bommel, F. P. J. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture, Ecosystem & Environment* **116**, 189-196.
- Dunn, P., O. & Winkler, D. W. (1999). Climate change effect on breeding date in tree swallows. *Proc. R. Soc. Lond. B* **266**, 2487-2490.
- Easterling, D. R., Horton, B., Jones, P. D., Peterson, T. C., Karl, T. R., Parker, D. E., Salinger, M. J., Razuvayev, V., Plummer, N., Jamason, P., Folland, Ch. K. (1997). Maximum and minimum temperature trends for the globe. *Science* **277**, 364-367.
- EEA Report (2006). Land Accounts for Europe 1990-2000. Towards integrated land and ecosystem accounting. *European Environment Agency*.
- Elkins, N. (1988) *Weather and bird behaviour*, Second edition. T. and A.D. Poyser, Calton ex Sparks, T. H., Crick, H., Elkins, N., Moss, R., Moss, S., Mylne, K. (2002). Birds, weather and climate. *Weather* **57**, 399-410.
- Emlen, J. T. (1974). An urban bird community in Tuscon, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* **56**, 629-640.
- Evans, A. D., Smith, K. W., Buckingham, D. L., Evans, J. (1997). Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of Circl Buntings *Emberiza circlus* in England. *Bird Study* **44**, 66-79.

- Fahrig, L.** (1997). Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* **61**, 603-610.
- Fahrig, L.** (1998). When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* **105**, 273-292.
- Fahrig, L. & Merriam, G.** (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* **8**, 50-59.
- Feranec, J., Marcel, Š., Ořáhel, J., Cebecauer, T., Kolář, J., Soukup, T., Zdeňková, D., Waszmuth, J., Vâjdea, V., Vjdea, A.-M., Nitica, C.** (2000). Inventory of major landscape changes in the Czech Republic, Hungary, Romania and Slovak Republic 1970s–1990s. *JAG* **2**, 129-139.
- Fiala, V.** (1998) Změny v ptactvu Náměšťských rybníků v období 1885 – 1997. *Zprávy MOS* **56**, 99-119.
- Forchhammer, M. C., Post, E., Stenseth, N. Ch.** (2002). North Atlantic Oscillation timing of long- and short-distance migration. *Journal of Animal Ecology* **71**, 1002-1014.
- Fox, A. D. & Madsen, J.** (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe. *Journal of Applied Ecology* **34**, 1-13.
- Fuller, R. J., Gregory, R. D., Gibbons, D. W., Marchant, J. H., Wilson, J. D., Carter, N.** (1995). Population declines and range contraction among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* **9**, 1425-1441.
- Gosse, J., Montevecchi, W., Settingington, M., Whitaker, D.** (1994). Birds as bio-indicators in Western Newfoundland Forest. *Model Forest Network*. WNMF Resource Library. Project No: 2-205-005.
- Grubb, T. C. & Greenwald, L.** (1982). Sparrows and a brushpile: a foraging responses to different combinations of predation risk and energy cost. *Animal Behaviour* **30**, 627-642.
- Haas, C. A.** (1998). Effects of prior nesting success on site fidelity and breeding dispersal? an experimental approach. *Auk* **115**, 929-936.
- Haila, Y. & Hanski, I.** (1984). Methodology for studying the effects of habitat fragmentation on land birds. *Annales Zoologici Fennici* **21**, 393-397.
- Hobson, K. A. & Bayne, E.** (2000). Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixedwoods of western Canada. *Wilson Bulletin* **112(3)**, 373-387.
- Huin, N. & Sparks, T. H.** (1998). Arrival and progression of the Swallow *Hirundo rustica* through Britain. *Bird Study* **45**, 361-370.
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Green, R. E., Hilton, G. M., Rahbek, C., Willis, S. G.** (2006). Potential impacts of climate change upon geographical distribution of birds. *Ibis* **148**, 8-28.
- Huntley, B., Collingham, Y. C., Willis, S. G., Green, R. E.** (2008). Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *Plos One* **1**, 1-11.
- Hume, R.** (2002). *Ptáci Evropy*. Český výtisk. Praha 2004: Knižní klub.
- Hüppop, O. & Hüppop, K.** (2003). North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. *Proc. R. Soc. Lond. B* **270**, 233-240.
- Hurrell, J. W. & Van Loon, H.** (1997). Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climatic Change* **36**, 301-326.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., Shrubbs, M.** (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agriculture intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37**, 771-788.
- Jaervinen, A.** (1996). Correlation between egg size and clutch size in the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in cold and warm summers. *Ibis* **138**, 620-623.
- Jenni, L. & Kéry, M.** (2003). Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proc. R. Soc. Lond. B* **270**, 1467-1471.
- Jiguet, F., Julliard, R., Thomas, Ch. D., Dehorter, O., Newson, S. E., Couvet, D.** (2006). Thermal range predicts bird population resilience to extreme high temperatures. *Ecology Letters* **9**, 1321-1330.
- Jiguet, F., Gadot, A.-S., Julliard, R., Newson, S. E., Couvet, D.** (2007). Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* **13**, 1672-1684.
- Jokimäki, J.** (1996). Patterns of bird communities in urban environments. PhD Thesis, *Arctic Centre Reports* **16**. University of Lapland, Rovaniemi, Finland ex **Jokimäki, J. & Suhonen, J.** (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* **39**, 253-263.

- Jokimäki, J. & Suhonen, J.** (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* **39**, 253-263.
- Jonzén, N., Lindén, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J. O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinch, Ch., Spina, F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen, E., Solvang, R., Stenseth, N. Ch.** (2006). Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science* **312**, 1959-1961.
- Jonzén, N., Hedenström, A., Lundberg, P.** (2007). Climate change and the optimal arrival of migratory birds. *Proc. R. Soc. Lond. B* **274**, 269-274.
- Julliard, R., Jiguet, F., Couvet, D.** (2003). Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biology* **10**, 148-154.
- Kaminski, R.M. & Weller, M.W.** (1992) Breeding habitats of nearctic waterfowl. *Ecology and management of breeding waterfowl*, pp. 568–589. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN, USA ex **Mallory, M. L., Venier, L. A., McKenney, D.** (2003). Winter weather and waterfowl surveys in north-western Ontario, Canada. *Journal of Biogeography* **30**, 441-448.
- Kareiva, P.** (1987). Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* **326**, 388-390.
- Kitaysky, A. S. & Golubova, E. G.** (2000). Climate change causes contrasting trends in reproductive performance of planktivorous and piscivorous alcids. *Journal of Animal Ecology* **69**, 248-262.
- Klein, M. L., Humphrey, S. R., Percival, H. F.** (1995). Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. *Conservation Biology* **9**, 1454-1465.
- Lemoine, N., Bauer, H.-G., Peintinger, M., Böhning-Gaese, K.** (2007). Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology* **21**, 495-503.
- Lima, S. L. & Dill, L. M.** (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can. J. Zool.* **68**, 619-640.
- Liu, H., Zhang, S., Li, Z., Lu, X., Yang, Q.** (2004). Impacts on wetlands of large-scale land-use changes by agricultural development: The Small Sanjiang Plain, China. *Ambio* **33**, 306-310.
- Ma, Z., Li, B., Zhao, B., Jing, K., Tang, S., Chen, J.** (2004). Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? A case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation* **13**, 333-350.
- Madsen, J.** (1986). Danske rasteplasser for ges. Skov-og Naturstyrelsen, Miljøministeriet, Denmark. ex **Fox, A. D. & Madsen, J.** (1997). Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe. *Journal of Applied Ecology* **34**, 1-13.
- Madsen, J.** (1995). Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis* **1**.
- Marra, P. P., Francis, Ch. M., Mulvihill, R. S., Moore, F. R.** (2005). The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* **142**, 307-315.
- Mason, C. F.** (1995). Long-term trends in the arrival dates of spring migrants. *Bird Study* **42**, 182-189.
- Mathysen, E. & Currie, D.** (1996). Habitat fragmentation reduce disperser success in juvenile Nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography* **19**, 67-72.
- Meffe, G. K., Carroll, C. R., Groom M. J.** (1997). *Principles of conservation biology*. 2nd edition. *Sinauer Associates*, Sunderland Massachusetts. Dostupné také online z <<http://books.google.com/>>.
- Midgley, G. F., Hannah, L., Millar, D., Rutherford, M. C., Powrie, L. W.** (2002). Assessing the vulnerability of species richness to anthropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology & Biogeography* **11**, 445-451.
- Mills, S. G., Dunning, J. B. Jr., Bates, J. M.** (1989). Effects of urbanization on breeding bird community structure in south-western desert habitats. *Condor* **91**, 416-428.
- Mönkkönen, M. & Helle, P.** (1989). Migratory habits of birds breeding in different stages of forest succession: a comparison between the Palearctic and the Nearctic. *Ann. Zool. Fennici* **26**, 323-330.
- Musil, P.** (2008). Předmluva. *Aythya* **1**, 1-2.
- Musil, P., Cepák, J., Hudec, K., Zárybnický, J.** (2001). The long-term trends in the breeding waterfowl populations in the Czech Republic. OMPO, Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy.
- Musil, P., Musilová, Z., Hass, M.** (2008). Rozšíření a početnost hojnějších druhů vodních ptáků v lednu 2006 a 2007. *Aythya* **1**, 14-66.

- Musilová, Z., Musil, P., Neužilová, Š.** (2008). Mezinárodní sčítání vodních ptáků v České republice v lednu 2006 a 2007. *Aythya* **1**, 5-13.
- Musilová, Z., Musil, P., Haas, M., Strnad, M., Skuhrová, M.** (2009a). Mezinárodní sčítání vodních ptáků v České republice v lednu 2008 a 2009. *Aythya* **2**, 1-9.
- Musilová, Z., Musil, P., Poláková, S., Fuchs, R.** (2009b). Wintering ducks in the Czech Republic: changes in their population trends and distribution. *Wilfowl (Special Issue)* **2**, 74-85.
- Newton, I.** (1998). *Population Limitation in Birds*. London: Academic Press.
Dostupné také online z < <http://books.google.com/>>.
- Oehler, J. D. & Litvaitis, J. A.** (1996). The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Journal of Zoology* **74**, 2070-2079.
- Opdam, P., Rijdsdijk, G., Husting, F.** (1985). Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biological Conservation* **34**, 333-352.
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P. C., Stenseth, N. C.** (2001). Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* **128**, 1-14.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J. K., Thomas, Ch. D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W. J., Thomas, J. A., Warren, M.** (1999). Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* **399**, 579-583.
- Parmesan, C. & Yohe, G.** (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**, 37-42.
- Parody, J. M., Cuthbert, F. J., Decker, E. N.** (2001). The effect of 50 years of landscape change on species richness and community composition. *Global Ecology and Biogeography* **10**, 305-313.
- Peterson, A. T., Ortega-Huerta, M. A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R. H., Stockwell, D. R. B.** (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenario. *Nature* **416**, 626-629.
- Pounds, J. A., Fogden, M. P. L., Campbell, J.** (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* **398**, 611-615.
- Rail, J. F., Darveau, M., Desrochers, A., Huot, J.** (1997). Territorial responses of boreal forest birds to habitat gaps. *Condor* **99**, 976-980.
- Ramsar** (1996). *Wetlands, biodiversity and the Ramsar Convention*. Ramsar Convention Bureau, Ministry of Environment and Forest, India. <http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-books-wetlands-biodiversity-21181/main/ramsar/1-30-101^21181_4000_0_>.
- Rebele, F.** (1984). Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology & Biogeography* **4**, 173-187.
- Reif, J., Voříšek, P., Šťastný, K. & Bejček, V.** (2006). Trendy početnosti ptáků v České republice v letech 1982-2005. *Sylvia* **42**, 22-37.
- Reif, J., Štorch, D., Voříšek, P., Šťastný, K., Bejček, V.** (2008a). Bird-habitat association predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodivers Conserv* **17**, 3307-3319.
- Reif, J., Voříšek, P., Šťastný, K., Bejček, V., Petr, J.** (2008b). Agricultural intensification and farmland birds: new insight from a central European country. *Ibis* **150**, 596-605.
- Reif, J., Voříšek, P., Šťastný, K., Koschová, M., Bejček, V.** (2008c). The impact of climate change on long-term population trends of birds in a central European country. *Animal Conservation* **11**, 412-421.
- Rendón, M. A., Green, A. J., Aguilera, E., Almaraz, P.** (2008). Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biological Conservation* **141**, 1371-1388.
- Robinson, R. A., Siriwardena, G. M. & Crick, H. Q. P.** (2005). Size and trends of the House Sparrow *Passer Domesticus* population in Great Britain. *Ibis* **147**, 552-562.
- Robinson, S. K., Thomson, F. R. III, Donovan, T. M., Whitehead, D. R., Faaborg, J.** (1995). Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**, 1987-1990.
- Roemmich, D. & McGowan, J.** (1995). Climatic warming and the decline of zooplankton in the California current. *Science* **267**, 1324-1326.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., Pounds, J. A.** (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**, 57-60.

- Sanz, J. J., Potti, J., Moreno, J., Merino, S., Frías, O. (2003). Climate change and fitness components of a migratory bird breeding in the Mediterranean region. *Global Change Biology* **9**, 461-472.
- Sala, O. E., Stuart Chapin III, F., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., LeRoy Poff, N., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M., Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**, 1770-1774.
- Sauer, J. R., Fallon, J. E. & Johnson, R. (2003). Use of North American breeding bird survey data to estimate population change for bird conservation regions. *J. Wildlife Manage* **67**, 372-389.
- Schreiber, R. W & Schreiber, E. A. (1984). Central Pacific seabirds and the El Niño Southern Oscillation: 1982 to 1983 perspectives. *Science* **225**, 713-716.
- Schulte, L. A., Pidgeon, A. M., Mladenoff, D. J. (2005). One hundred fifty years of change in forest bird breeding habitat: Estimates of species distributions. *Conservation Biology* **19**, 1944-1956.
- Schwartz, M., D. (1998). Green-wave phenology. *Nature* **394**, 839-840.
- Schwartz, M. D., Ahas, R., Aasa, A. (2006). Onset of spring starting earlier across the Northern Hemisphere. *Global Change Ecology* **12**, 343-351.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H., Wilson, J. D. (1998). Trends in the abundance of farmland birds. A quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *Journal of Applied Ecology* **35**, 24-43.
- Sparks, T. H. (1999). Phenology and the changing patterns of bird migration in Britain. *Int J Biometeorol* **42**, 134-138.
- Sparks, T. H. & Braslavská, O. (2001). The effects of temperature, altitude on the arrival and departure dates of the swallow *Hirundo rustica* in the Slovak Republic. *Int J Biometeorol* **45**, 212-216.
- Sparks, T. H., Crick, H., Elkins, N., Moss, R., Moss, S., Mylne, K. (2002). Birds, weather and climate. *Weather* **57**, 399-410.
- Sparks, T. H. & Mason, Ch. F. (2004). Can we detect change in the phenology of winter migrant birds in the UK? *Ibis* **146**, 57-60.
- Strode, P. K. (2003). Implication of climate change for North American wood warblers (*Parulidae*). *Global Change Biology* **9**, 1137-1144.
- Sutherland, W. J. (1996). *From individual behaviour to population ecology*. New York: Oxford University Press. Dostuné také online z < <http://www.google.com/books> >.
- Šťastný, K., Bejček, V., Hudec, K. (2006). *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice*. Praha: Aventinum s.r.o.
- Temple, S. A. & Wiens, J. A. (1989). Birds populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? *American Birds* **43**, 260-270.
- Thomas, Ch., D. & Lennon, J. J. (1999). Birds extend their ranges northwards. *Nature* **399**, 213.
- Thomas, Ch. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L., Williams, S. E. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* **427**, 145-148.
- Thorup, K., Tøttrup, A. P., Rahbek, C. (2007). Patterns of phenological changes in migratory birds. *Oecologia* **151**, 697-703.
- Tilgham, N. G. (1987). Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* **14**, 481-495.
- Tkadlec, E. (2008). *Populační ekologie. Struktura, růst a dynamika populací*. Olomouc: UPOL.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L., Merriam, G. (1999). Independent effects of forest cover and fragmentation on distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* **9**, 586-593.
- Tuite, C. H., Hanson, P. R., Owen, M. (1984). Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and Wales, and the influence of water-based recreation. *Journal of Applied Ecology* **21**, 41-62.
- Van der Graaf, A. J., Bos, D., Loonen, M. J. J. E., Engelmoer, M., Drent, R. H. (2002). Short and long-term facilitation of goose grazing by livestock. *Journal of Coastal Conservation* **8**, 179-188.

- Van Eerden, M. R., Zijlstra, M., van Roomen, M., Timmerman, A.** (1996). The response of *Anatidae* to changes in agricultural practice: long-term shifts in the carrying capacity for wintering waterfowl. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* **13**, 681-706.
- Veech, J. A.** (2006). A comparison of landscapes occupied by increasing and decreasing populations of grassland birds. *Conservation Biology* **20**, 1422-1432.
- Veit, R. R., Pyle, P., McGowan, J. A.** (1996). Ocean warming and long-term change in pelagic bird abundance within the California current system. *Mar Ecol Prog Ser* **139**, 11-18.
- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromertin, J. M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F.** (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature* **416**, 389-395.
- Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D., Thomas, C. D.** (2001). Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* **414**, 65-69.
- Wesołowski, T. & Tomiałojć, L.** 1997. Breeding bird dynamics in a primaeval temperate forest: long-term trend in Białowieża National Park (Poland). *Ecography* **20**, 432-453.
- Wilson, J. D., Evans, J., Brown, S. J., King, J. R.** (1997). Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* **34**, 1462-1478.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R., Monserrat, V. J.** (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters* **8**, 1138-1146.
- Wotton, S. R., Carter, I., Cross, A. V., Etheridge, B., Snell, N., Duffy, K., Thorpe, R., Gregory, R. D.** (2002). Breeding status of the Red Kite *Milvus Milvus* in Britain in 2000. *Bird Study* **49**, 278-286.
- Xiaomin, L.** (2002). Wildlife resources and their changes. In: *Natural Environmental Changes and Ecology Conservation in Sanjiang Plain*. Liu XingTu, Ma Xuehui (eds). Science Publishing Company, pp. 232-234 (In Chinese) ex **Liu, H., Zhang, S., Li, Z., Lu, X., Yang, Q.** (2004). Impacts on wetlands of large-scale land-use changes by agricultural development: The Small Sanjiang Plain, China. *Ambio* **33**, 306-310.

Elektronické zdroje:

- AOPK ČR.** *Natura 2000* [online]. c2006, [cit.2010-05-12].
<<http://www.nature.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=1805>>.
- CENIA.** *Česká informační agentura životního prostředí* [online]. c2007, [cit.2010-03-15].
<<http://www.cenia.cz/>>.
- DIBAVOD.** *Digitální báze vodohospodářských dat. Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka* [online]. c2007, [cit.2009-12-02]. <<http://www.dibavod.cz/>>.
- LARG.** *Landscape and Resource Management Research Group. V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension.* [online]. c2006, [cit.2010-04-03].
<<http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>>.
- RAMSAR.** *The Ramsar Convention on Wetlands* [online]. c2010, [cit.2010-05-10]. <<http://www.ramsar.org/>>.

Seznam příloh

Příloha 1: Změna struktury krajiny - lokalita 24051

Příloha 2: Změna struktury krajiny - lokalita 52062

Příloha 3: Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových území - vodní plochy

Příloha 4: Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových území - vodní toky

Příloha 5: Struktura krajinného pokryvu v zájmových území - vodní plochy

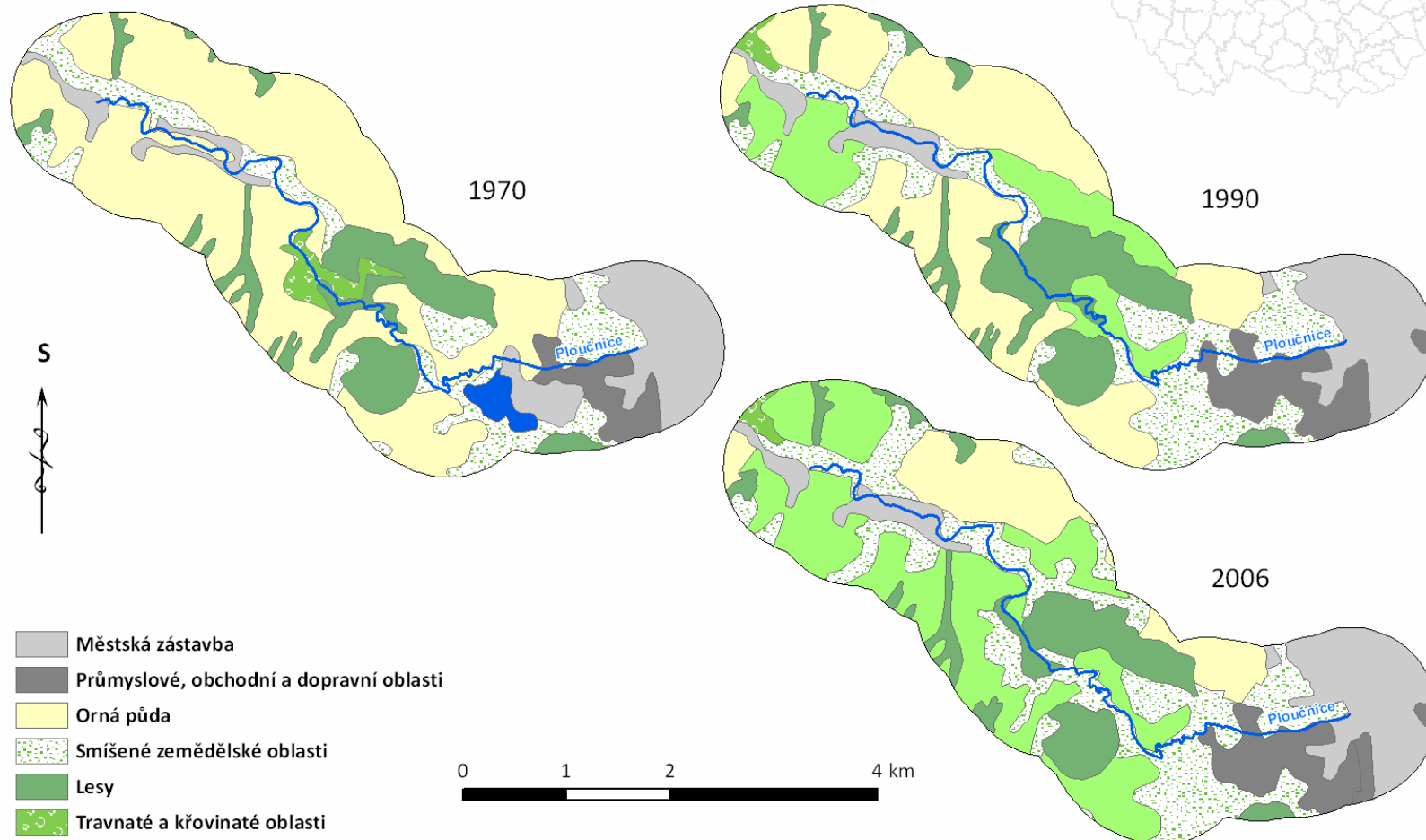
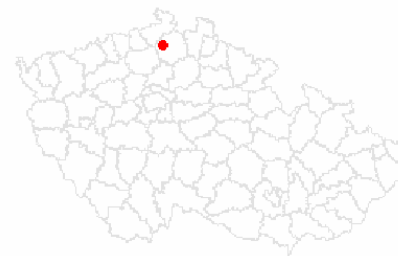
Příloha 6: Struktura krajinného pokryvu v zájmových území - vodní toky

Příloha 7: Zastoupení typů krajinného pokryvu v zónách zájmových lokalit - vodní plochy

(ukázka pro rok 1990)

Příloha 1: ZMĚNA STRUKTURY KRAJINY

Lokalita 24051: úsek řeky Ploučnice mezi Českou Lípou a Stružnicí

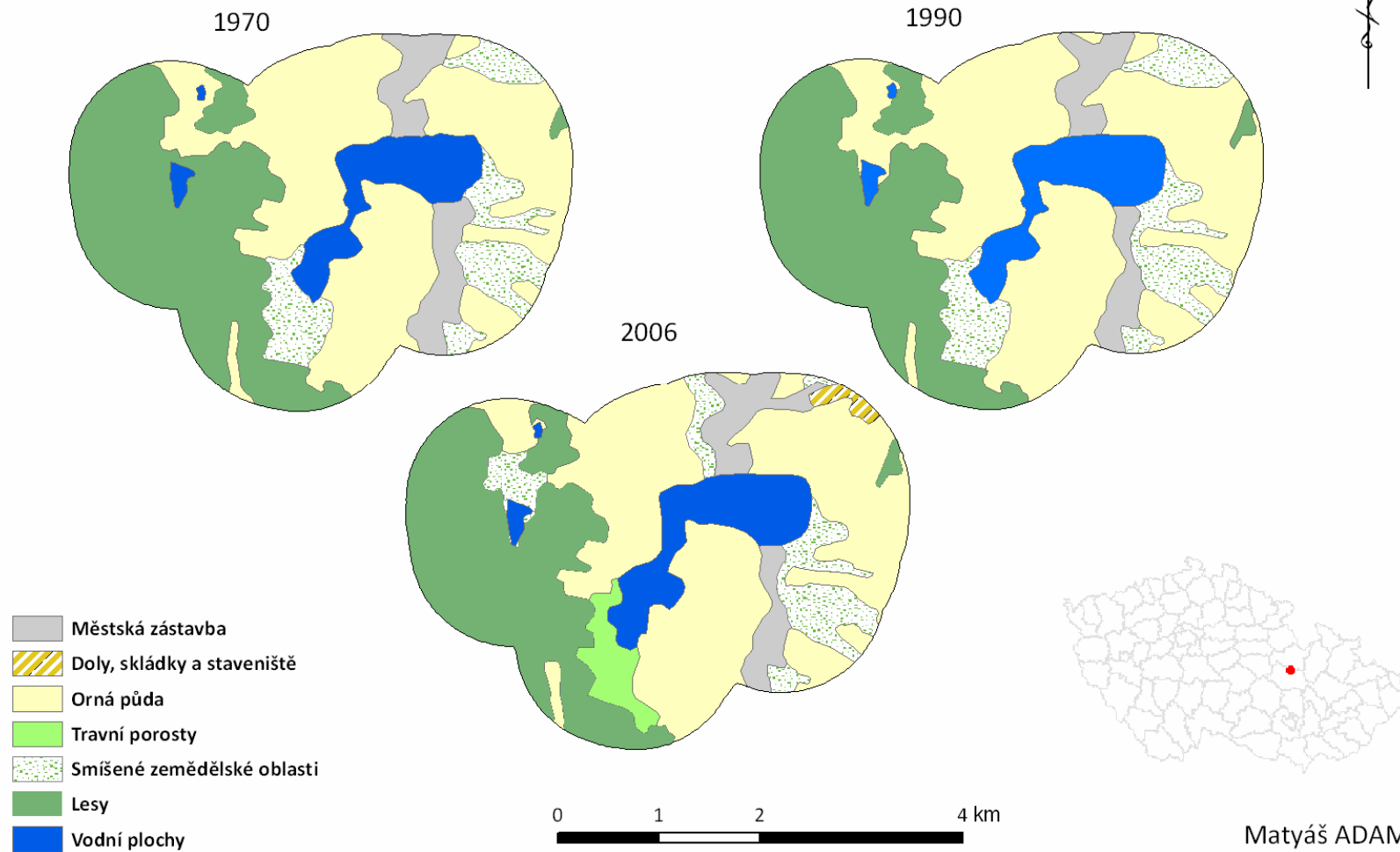


- Městská zástavba
- Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti
- Orná půda
- Smišené zemědělské oblasti
- Lesy
- Travnaté a křovinaté oblasti
- Vodní plochy
- Vodní toky

Matyáš ADAM
Praha 2010

Příloha 2: ZMĚNA STRUKTURY KRAJINY

Lokalita 52062: rybníky Nový, Hvězda, Mušlový



Příloha 3: Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových území - vodní plochy

LOKALITA	LOKALIZACE	COUNT	INDEX	COUNT_1970	COUNT_1990	COUNT_2006	SPEC_1970	SPEC_1990	SPEC_2006
11001	Skalka	2053	2	0,00	714,50	312,00	0,00	7,50	3,00
12032	Bolevecké	375	2	0,00	187,50	0,00	0,00	2,00	0,00
22046	Novozámecký	28	2	2,33	4,50	6,00	0,33	0,50	1,50
23002	struskoviště Horní Počáply	3581	3	257,20	455,60	5,67	2,20	1,40	1,67
31001	Žehuňská přehrada	40816	5	238,00	3073,40	4851,80	0,40	7,20	8,40
32058	Rožďalovické I (Zrcadlo, Hasina, Bučice, Lohovecký, Paříz)	840	2	0,00	4,80	408,00	0,00	1,00	3,50
32060	Dymokurské (Pustý, Jakub, Vražda)	3369	2	736,00	281,75	17,00	1,00	2,00	2,00
32063	Mlékovické (Mlékoviční, Podbečvárecký)	291	2	0,00	57,25	31,00	0,00	0,75	4,50
32064	Vavřínecké (Vavřínecký, Horní, Kacíř)	457	2	0,00	78,25	72,00	0,00	2,00	4,50
41003	Lipno II - vyrovnávací nádrž	1355	3	88,33	139,40	78,60	3,00	4,80	4,20
42000	rybníky v CHKO Třeboňsko	21173	2	13,00	853,75	4433,00	3,00	3,25	8,50
42062	u Českého Vrbného (Domin, Starý a Nový Vrbenský)	320	2	0,00	2,60	61,40	0,00	0,40	0,80
52003	u Bohdanče II (Rozhrna, Skříň, Tichý, Trhoňka, Udržal, Jíl)	66	2	0,00	1,50	31,50	0,00	1,00	1,50
52021	Jaroměřský	1299	2	647,00	1,33	0,20	4,00	0,67	0,20
52038	Chobotá	956	2	0,00	239,00	0,00	0,00	1,25	0,00
52041	Velký Netřebský, Heřmánek, Šváb	101	2	0,00	20,20	0,00	0,00	1,80	0,00
52042	Abraham, Borovec, Šotek	31	3	0,00	4,80	2,33	0,00	1,40	0,67
52043	Velký a Malý Košíř	1212	2	52,25	197,60	7,50	1,25	3,20	1,50
52062	Nový, Hvězda, Mušlový	104	2	0,00	31,00	5,50	0,00	1,67	1,00
62014	u Náměšti nad Oslavou	8242	2	0,00	1916,80	191,67	0,00	3,50	1,33
72020	u Dolního Benešova	1732	2	0,00	381,75	68,33	0,00	3,00	3,00

Legenda:

COUNT – počet ptáků za celé období 1966 – 2006

INDEX – počet let v každém období, kdy probíhalo sčítání

SPEC_1970 – počet druhů v období 1966-1970

SPEC_1990 – počet druhů v období 196-1990

COUNT_1970 – počet jedinců v období 1966-1970

COUNT_1990 – počet jedinců v období 1986-1990

COUNT_2006 – počet jedinců v období 2002-2006

SPEC_2006 – počet druhů v období 2002-2006

Příloha 4: Výsledky mezinárodního sčítání vodních ptáků v zájmových území - vodní toky

LOKALITA	LOKALIZACE	COUNT	INDEX	COUNT_1970	COUNT_1990	COUNT_2006	SPEC_1970	SPEC_1990	SPEC_2006
54017	LABE: Pardubice, most - Srnojedy, jez	2105	2	222,00	464,00	366,50	8,00	5,00	8,00
34034	LABE: Velké Zboží - Nymburk, železniční most	5360	4	139,20	416,00	646,00	5,60	7,20	10,50
44051	VLTAVA: v Českých Budějovicích	4883	2	690,50	310,80	389,60	3,50	4,60	4,20
34032	LABE: Klavary, jez - Oseček, býv. přívoz	9469	3	305,33	357,80	1352,80	3,33	6,60	7,20
54016	LABE: Němčice, most - Pardubice, most	14586	4	465,20	1366,60	1356,80	5,60	7,40	11,50
34035	LABE: Nymburk, železniční most - Hradištko	4803	3	58,00	602,50	443,80	4,33	7,50	10,20
54014	LABE: Hradec Králové - Vysoká nad Labem	3322	2	91,00	872,00	607,00	2,00	7,50	7,00
34033	LABE: Oseček - Velké Zboží	7636	3	299,67	1526,30	539,50	4,00	6,33	6,50
54015	LABE: Vysoká nad Labem - Němčice, most	5293	2	378,00	1026,30	351,00	3,50	5,67	3,50
74028	OLZA: Karvíní, most - Petrůvka	1118	2	12,50	282,00	123,50	2,50	6,00	7,00
54012	LABE: Josefov - Smiřice	1626	2	338,00	190,00	95,00	4,50	7,25	4,50
34031	LABE: Kolín, železniční most - Klavary, jez	8144	2	555,75	499,50	984,40	2,50	6,50	9,40
14010	OHŘE: Cheb - Doubí	16657	4	1011,30	1687,00	835,40	8,75	11,40	9,80
54032	JIZERA: Turnov - Březina	3697	3	290,33	384,67	557,33	5,33	5,67	7,00
54071	SÁZAVA: Havlíčkův Brod - Perknov	3454	2	522,50	232,00	334,00	2,25	2,33	3,50
54102	LOUČNÁ: Tržek - Cerekvice	238	2	16,50	11,60	36,75	2,50	2,20	2,00
24002	LABE: Roudnice nad Labem - Litoměřice	35531	5	680,40	2593,60	3832,20	8,20	14,00	17,00
14061	MŽE: Město Touškov - Plzeň	2207	2	301,33	278,00	373,50	3,67	3,50	5,50
24001	LABE: Horní Počáply - Roudnice nad Labem	23430	4	771,40	2357,20	1946,80	10,20	12,80	15,50
34021	VLTAVA: Mánesův most - most Barikádníků	15903	3	2288,00	1977,30	621,40	6,33	6,67	10,40
24051	PLOUČNICE: Česká Lípa - Stružnice	380	2	25,50	116,00	48,50	1,00	3,00	1,00
34020	VLTAVA: Podolí - Mánesův most	42190	4	2111,80	5315,30	2496,40	10,25	12,75	11,60
54010	LABE: Žireč - Heřmanice	803	2	127,00	70,00	134,50	2,00	1,25	4,50
34087	JIZERA: Bakov - Debrž	1061	2	43,50	450,50	36,50	1,00	3,00	5,00
54006	LABE: Klášterská Lhota - Malé Labe	95	3	7,60	1,67	13,00	1,40	0,67	2,75
24003	LABE: Litoměřice - Lovosice	4687	2	322,33	745,50	445,80	6,33	6,00	13,40
34023	VLTAVA: Podbaba - Roztoky, splav	28380	4	1392,30	4915,30	787,50	5,25	11,00	12,25
54009	LABE: Bílá Třemešná - Žireč	947	2	123,50	34,50	315,50	1,50	1,50	5,00
14070	ÚSLAVA: Kozel, most - Starý Plzenec, jez	356	2	8,00	32,80	84,00	2,33	2,00	2,00
34017	VLTAVA: Davle, most - Zbraslav, most	3680	2	238,67	376,00	553,00	5,67	5,00	11,50
24010	LABE: Přerov - Děčín, most	2482	2	107,50	240,00	446,75	3,50	6,00	7,50
24008	LABE: v Ústí nad Labem	5226	3	37,33	470,00	740,80	1,67	7,33	11,80

Legenda: viz Příloha 3

Příloha 5: Struktura krajinného pokryvu v zájmových území - vodní plochy

LOKALITA	LOKALIZACE	NP_70	NP_90	NP_06	CLASS_70	CLASS_90	CLASS_06	SHDI_70	SHDI_90	SHDI_06
11001	Skalka	16	17	16	5	5	5	1,192	1,152	1,197
12032	Bolevecké	13	21	21	5	5	5	0,834	1,031	1,097
22046	Novozámecký	12	13	16	7	8	8	1,475	1,695	1,904
23002	struskoviště Horní Počáply	13	12	18	4	5	6	0,890	1,052	1,248
31001	Žehuňská přehrada	16	18	29	5	5	7	1,344	1,329	1,469
32058	Rožďalovické I (Zrcadlo, Hasina, Bučice, Lohovecký, Paříz)	8	9	13	5	5	6	0,880	0,921	0,990
32060	Dymokurské (Pustý, Jakub, Vražda)	34	32	29	5	5	5	0,927	0,932	0,937
32063	Mlékovické (Mlékoviční, Podbečvárecký)	18	19	19	6	7	7	1,218	1,197	1,360
32064	Vavřínecké (Vavřínecký, Horní, Kacíř)	7	10	9	5	6	6	1,118	1,298	1,323
41003	Lipno II - vyrovnávací nádrž	12	14	12	5	6	7	1,391	1,500	1,666
42000	rybníky v CHKO Třeboňsko	34	28	24	7	7	6	1,191	1,306	1,111
42062	u Českého Vrbného (Domin, Starý a Nový Vrbenský)	24	35	46	6	8	9	1,719	1,661	1,779
52003	u Bohdanče II (Rozhrna, Skříň, Tichý, Trhoňka, Udržal, Jíl)	17	18	18	7	7	8	1,702	1,636	1,809
52021	Jaroměřský	21	26	32	6	8	7	1,293	1,329	1,342
52038	Chobotá	10	18	18	6	7	7	1,312	1,401	1,459
52041	Velký Netřebský, Heřmánek, Šváb	110	117	111	8	10	10	1,631	1,709	1,717
52042	Abraham, Borovec, Šotek	9	9	9	5	4	5	1,167	1,150	1,355
52043	Velký a Malý Košíř	15	15	14	6	6	5	1,293	1,314	1,191
52062	Nový, Hvězda, Mušlový	8	11	12	5	6	6	1,330	1,418	1,439
62014	u Náměšti nad Oslavou	14	16	16	7	7	8	1,200	1,249	1,359
72020	u Dolního Benešova	14	21	22	8	7	7	1,810	1,779	1,764

Legenda:

NP_70 – počet plošek v období 1966-1970

SHDI_70 – Shannonův index diverzity v období 1966-1970

NP_90 – počet plošek v období 1986-1990

SHDI_90 – Shannonův index diverzity v období 1986-1990

NP_06 – počet druhů v období 2002-2006

SHDI_06 – Shannonův index diverzity v období 2002-2006

CLASS_70 – počet tříd v období 1966-1970

CLASS_06 – počet tříd v období 2002-2006

CLASS_90 – počet tříd v období 1986-1990

Příloha 6: Struktura krajinného pokryvu v zájmových území - vodní toky

LOKALITA	LOKALIZACE	NP_70	NP_90	NP_06	CLASS_70	CLASS_90	CLASS_06	SHDI_70	SHDI_90	SHDI_06	VYSKA_MEAN	VYSKA_STD
14010	OHŘE: Cheb - Doubí	11	14	17	5	5	6	1,376	1,435	1,439	438,3	13,622
14061	MŽE: Město Touškov - Plzeň	22	29	31	6	7	7	1,121	1,157	1,187	323,8	18,114
14070	ÚSLAVA: Kozel, most - Starý Plzenec, jez	12	14	18	6	6	7	1,287	1,456	1,634	386,8	40,850
24001	LABE: Horní Počáply - Roudnice nad Labem	52	59	60	8	9	10	1,740	1,702	1,751	167,3	18,728
24002	LABE: Roudnice nad Labem - Litoměřice	45	47	45	9	8	8	1,519	1,468	1,462	159,2	16,109
24003	LABE: Litoměřice - Lovosice	22	21	25	8	8	8	1,694	1,656	1,742	158,7	29,628
24008	LABE: v Ústí nad Labem	17	28	29	6	7	8	1,594	1,594	1,643	195,7	63,568
24010	LABE: Přerov - Děčín, most	38	51	56	10	9	9	1,883	1,872	1,933	184,9	59,987
24051	PLOUČNICE: Česká Lípa - Stružnice	23	30	31	7	7	7	1,435	1,707	1,712	262,4	23,256
34017	VLTAVA: Davle, most - Zbraslav, most	20	51	54	8	9	10	1,372	1,481	1,546	276,4	53,134
34020	VLTAVA: Podolí - Mánesův most	11	26	27	5	6	7	0,765	1,234	1,230	214,6	24,605
34021	VLTAVA: Mánesův most - most Barikádníků	15	27	28	5	5	5	1,146	1,292	1,213	202,6	20,511
34023	VLTAVA: Podbaba - Roztoky, splav	29	30	27	9	9	9	1,803	1,731	1,753	229,3	32,303
34031	LABE: Kolín, železniční most - Klavary, jez	19	22	23	6	6	6	1,617	1,655	1,679	201,6	9,435
34032	LABE: Klavary, jez - Oseček, býv. přívoz	26	21	22	6	6	5	1,288	1,220	1,263	193,5	4,555
34033	LABE: Oseček - Velké Zboží	36	33	32	7	7	6	1,649	1,611	1,576	191,1	5,316
34034	LABE: Velké Zboží - Nymburk, železniční most	31	28	29	7	8	7	1,684	1,750	1,729	186,4	2,939
34035	LABE: Nymburk, železniční most - Hradištko	26	22	30	7	7	8	1,484	1,413	1,647	183,4	4,924
34087	JIZERA: Bakov - Debrž	25	31	35	5	7	6	1,411	1,570	1,635	244,5	27,997
44051	VLTAVA: v Českých Budějovicích	13	18	27	7	6	6	1,252	1,254	1,513	387,8	4,466
54006	LABE: Klášterská Lhota - Malé Labe	20	24	27	5	6	6	1,317	1,539	1,513	411,9	28,379
54009	LABE: Bílá Třemešná - Žireč	23	30	31	9	9	8	1,504	1,519	1,568	311,9	33,979
54010	LABE: Žireč - Heřmanice	20	25	28	6	8	8	1,190	1,095	1,280	294,9	27,125
54012	LABE: Josefov - Smiřice	13	16	18	5	7	6	1,208	1,248	1,243	250,7	8,520
54014	LABE: Hradec Králové - Vysoká nad Labem	18	22	28	6	7	8	1,507	1,633	1,773	229,5	5,199
54015	LABE: Vysoká nad Labem - Němčice, most	26	31	33	7	9	10	1,112	1,147	1,196	225,6	7,888
54016	LABE: Němčice, most - Pardubice, most	34	39	43	8	8	8	1,384	1,209	1,403	221,0	4,614
54017	LABE: Pardubice, most - Srnojedy, jez	26	31	34	8	7	9	1,653	1,503	1,734	215,9	2,537
54032	JIZERA: Turnov - Březina	24	23	32	7	7	7	1,192	1,084	1,269	247,7	14,058
54071	SÁZAVA: Havlíčkův Brod - Perknov	7	15	16	5	7	7	0,903	1,268	1,387	428,3	15,037
54102	LOUČNÁ: Tržek - Cerekvice	12	12	11	5	5	5	1,138	1,164	1,230	314,0	15,212
74028	OLZA: Karvíní, most - Petrůvka	34	41	41	7	9	10	1,655	1,805	1,973	216,4	8,189

Legenda: viz Příloha 5

Příloha 7: Zastoupení typů krajinného pokryvu v zónách zájmových lokalit - vodní plochy

LOKALITA	11_1990	12_1990	13_1990	14_1990	21_1990	22_1990	23_1990	24_1990	31_1990	32_1990	41_1990	51_1990
11001	4,53	0,00	0,00	6,64	40,28	0,00	2,14	11,29	18,58	1,20	0,00	12,78
12032	20,52	3,72	4,94	0,00	17,47	0,00	0,00	24,30	20,59	0,00	0,00	8,46
22046	2,88	0,00	0,00	0,00	41,32	0,00	0,00	11,39	6,28	7,73	21,07	9,33
23002	0,00	0,00	27,78	0,00	20,53	0,09	0,00	0,00	43,41	6,35	0,00	1,84
31001	5,33	0,00	0,00	0,00	50,96	0,00	12,34	1,62	17,03	0,26	0,00	12,45
32058	2,44	0,00	0,00	0,00	41,30	0,00	1,43	4,91	41,07	2,01	1,61	5,23
32060	1,13	0,00	0,00	0,00	29,26	0,00	2,81	4,02	51,51	5,56	0,00	5,71
32063	3,32	0,00	0,00	0,00	72,80	0,00	0,00	11,23	8,39	0,00	0,00	4,27
32064	5,55	0,00	0,00	0,00	71,17	0,00	0,00	12,60	0,46	0,00	0,00	10,23
41003	3,11	4,10	0,00	0,00	12,83	0,00	1,86	10,62	62,82	0,00	0,00	4,67
42000	1,79	0,53	0,00	0,68	31,38	0,00	5,07	7,52	21,07	1,01	4,53	26,43
42062	3,69	1,95	0,00	0,00	43,98	0,00	9,04	9,53	9,84	6,48	0,00	15,50
52003	2,43	0,00	0,00	0,00	39,13	0,00	6,54	4,74	41,17	0,00	0,00	5,98
52021	10,12	0,00	0,00	0,00	51,88	7,43	18,18	7,24	0,00	0,00	0,00	5,15
52038	0,00	0,00	0,00	0,00	45,69	0,00	0,00	11,89	36,27	0,00	0,00	6,15
52041	6,93	0,00	0,00	0,00	67,51	0,00	0,00	16,03	3,70	0,00	0,00	5,83
52042	0,00	0,00	0,00	0,00	59,94	0,00	14,19	16,53	7,31	0,00	0,00	2,02
52043	2,12	3,95	0,00	0,00	59,26	0,00	4,88	24,60	3,60	0,00	0,00	1,59
52062	5,49	0,00	0,00	0,00	46,50	0,00	0,00	11,46	28,15	0,00	0,00	8,40
62014	0,00	0,00	0,00	0,00	63,63	0,00	0,64	9,54	18,67	0,00	0,00	7,52
72020	16,66	3,33	0,00	0,00	44,30	0,00	5,56	12,78	0,00	0,00	0,00	17,37

Legenda:

(Ukázka pro rok 1990 - hodnoty v %)

11 – Městská zástavba

21 – Orná půda

31 – Lesy

12 – Průmyslové, obchodní a dopravní oblasti

22 – Trvalé plodiny

32 – Travnaté a nebo křovinaté porosty

13 – Doly, skládky a staveniště

23 – Travní porosty

41 – Mokřady ve vnitrozemí

14 – Oblasti zeleně a rekreační oblasti

24 – Smíšené zemědělské oblasti

51 – Sladké vody