

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



**Dlouhodobé změny početnosti vybraných druhů vodních ptáků
na různých typech mokřadních lokalit**

Long-term changes in numbers of selected waterbirds in different types
of wetlands

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce

Mgr. Zuzana Musilová, Ph.D.

Vypracovala

Bc. Adéla Dlasková

Neratovice, 2016

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Adéla Dlasková

Ochrana přírody

Název práce

Dlouhodobé změny početnosti vybraných druhů vodních ptáků na různých typech mokřadních lokalit

Název anglicky

Long-term changes in numbers of selected waterbirds in different types of wetlands

Cíle práce

Cílem práce je analýza dlouhodobých změn početnosti 15 vybraných druhů vodních ptáků na 4 typech mokřadních lokalit (přehrady, rybníky, průmyslové vody a řeky) sledovaných v rámci Mezinárodního sčítání vodních ptáků v letech 1966–2015. Početnost většiny druhů vodních ptáků na území ČR dlouhodobě narůstá a bylo také zjištěno, že k dlouhodobému nárůstu počtu zimujících jedinců dochází na tekoucích vodách a lokalitách, které leží v chladnějších oblastech. Tato zjištění naznačují nasycenost lokalit zimování a přesun jedinců na méně výhodné mokřady. Je otázkou, zda se liší trendy početnosti konkrétních druhů na jednotlivých typech vod a zda jsou konkrétní rozdíly v souladu s pravděpodobnou existencí hustotní závislosti na zimovištích.

Metodika

- Údaje o početnosti 15 vybraných druhů vodních ptáků v době zimování použité v diplomové práci pocházejí z Mezinárodního sčítání vodních ptáků v ČR z let 1966–2015.
- Změny početnosti 15 druhů vodních ptáků využívající všechny sledované typy vod budou analyzovány pomocí softwaru TRIM (Trends and Indices for Monitoring data, Statistic Netherlands version 3.52, Pannekoek & Van Strien 2005).
- Vliv klimatických podmínek na mezisezónní změny početnosti na jednotlivých typech vod v České republice (analýza pomocí GLM po odfiltrování efektu dlouhodobého trendu početnosti)

Doporučený rozsah práce
cca 30 stran

Klíčová slova

změna početnosti, vodní ptáci, Mezinárodní sčítání vodních ptáků, mokřadní lokality, dlouhodobý monitoring

Doporučené zdroje informací

Delany, S., Reyes, C., Hubert, E., Pihl, S., Rees, E., Haanstra, L. & Van Strien, A. 1999: Results of the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia, 1995 and 1996. Wetlands International Publication No. 54 Wageningen, The Netherlands.

Fouque, C., Guillemain, M. & Schricke, V. 2009. Trends in the numbers of Coot *Fulica atra* and wildfowl *Anatidae* wintering in France, and their relationship with hunting activity at wetland sites. *Wildfowl*. Special Issue 2, 42–59.

Fox, A.D. 2005. Population dynamics. in Kear: Duck, Geese and Swans, p 132–151 .

Předběžný termín obhajoby
2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce
Mgr. Zuzana Musilová, Ph.D.

Garantující pracoviště
Katedra ekologie

Konzultant
Doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 9. 4. 2015
prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.
Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 9. 4. 2015
prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.
Děkan

V Praze dne 19. 04. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Dlouhodobé změny početnosti vybraných druhů vodních ptáků na různých typech mokřadních lokalit vypracovala samostatně, s pomocí mé vedoucí práce a s použitím literárních zdrojů uvedených v seznamu literatury.

V Neratovicích dne 19. 4. 2016

.....

Poděkování

Chtěla bych poděkovat především vedoucí mé diplomové práce Zuzaně Musilové, která mi předala mnoho rad a pomohla mi se zpracováním dat v této diplomové práci. Dále bych chtěla vyjádřit své díky Janu Zouharovi za pomoc se zpracováním statistických dat, dobrovolným spolupracovníkům a koordinátorům mezinárodního sčítání vodního ptactva a Philipu Jurjevichovi a Carolyn Pimmové za jazykovou korekturu anglicky psané části práce.

Abstrakt

Tato práce se zabývá analýzou dlouhodobých změn početnosti 28 vybraných druhů vodního ptactva na 4 různých typech mokřadních lokalit (přehrady, rybníky, průmyslové vody a tekoucí vody – potoky a řeky) sledovaných v rámci Mezinárodního sčítání vodních ptáků v letech 1966–2015. Cílem je zhodnotit preferenci jednotlivých typů vod a zodpovědět otázku, zda se liší trendy početnosti konkrétních druhů na jednotlivých typech vod a zda jsou konkrétní rozdíly v souladu s pravděpodobnou existencí hustotní závislosti na zimovištích.

Z výpočtů vyplynulo, že preference zimování vodního ptactva se zvyšuje na průmyslových vodách (jezera vzniklá po těžbě, odkaliště) oproti lokalitám tekoucích vod. Průmyslové vody jsou vyhledávány oproti rybožravým druhům spíše druhy býložravými, všežravými a druhy živíci se vodními bezobratlými, což je pravděpodobně způsobeno nižší koncentrací ryb na průmyslových vodách než na ostatních typech vod. Druhy s celkově nižší početností a druhy severské vyhledávají spíše přehrady než tekoucí vody. Posun preference směřoval k potvrzení hustotní závislosti.

Klíčová slova: vodní ptáci, Mezinárodní sčítání vodního ptactva, mokřadní lokality, dlouhodobý monitoring, změna početnosti

Abstract

The aim of this study is an analysis of long-term changes in numbers of 28 selected waterbird species wintering at 4 different types of wetland refuge sites (reservoirs, fishponds, industrial waters and running waters – rivers and streams) monitored within the International Waterbird Census between 1966 and 2015. We aimed to evaluate the pattern in water type preference and determine if there is a difference in number trends of particular species at different refuge sites types and if there are any variations according to the presumable existence of density dependence at wintering refuge sites.

Results showed an increasing preference in waterbirds wintering at industrial waters (sandpit and gravel lakes, industrial settling ponds) over running waters. Rather herbivorous, benthivorous and omnivorous species than piscivorous species prefer industrial waters, which is probably caused by a lower concentration of fish in industrial waters than in other water types. Waterbird species of lower count numbers and northern species showed a higher preference for wintering at reservoirs over running water sites. The preference change leads to the density dependence of wintering sites confirmation.

Key words: waterbirds, International Waterbird Census, wetland habitats, long-term monitoring, numbers difference

Obsah

ZADÁNÍ PRÁCE	2
PROHLÁŠENÍ	4
PODĚKOVÁNÍ	5
ABSTRAKT	6
ABSTRACT	7
OBSAH	8
1. ÚVOD	9
1.1 Mezinárodní sčítání vodního ptactva.....	9
1.2 Dlouhodobé změny početnosti a distribuce zimujících vodních ptáků v Evropě.....	11
1.3 Potravní podmínky v závislosti na typu vod.....	15
1.4 Cíle práce.....	22
MANUSKRIP	23
SHRNUTÍ	53
LITERÁRNÍ ZDROJE	54

1. Úvod

1.1 Mezinárodní sčítání vodního ptactva

Před více než stoletím započali pionýrští přírodovědci cestu vedoucí k uskutečňování programů na ochranu vodního ptactva a jeho habitatů (Kuijken, 2006). Již před druhou světovou válkou se někteří z nich v Anglii zabývali tezí o dlouhodobém úbytku vodního ptactva, zejména pak lovných druhů. Teprve však po konci války, v roce 1947, založil ve Slimbridge přírodovědec a malíř Peter Scott společnost „The Wildfowl Trust“. V rámci tohoto počínu vzniklo a bylo organizačně zajištěno výzkumné centrum IWRB (International Waterfowl Research Bureau), které se začalo zabývat pravidelným dlouhodobým sčítáním populací vodních ptáků na mezinárodní úrovni (Hudec, 2010, Wetlands International, 2015).

Klíčovým bodem pro vývoj ochrannářských strategií byla konference MAR, zabývající se implementací ochrany a managementu mokřadů mírného pásma. Byla organizována Mezinárodním svazem ochrany přírody (IUCN), ICBP (International Council For Bird Preservation) a IWRB (International Waterfowl Research Bureau) v roce 1962. Během 60. let 20. století následovalo množství dalších konferencí, které 2. února 1971 vyústily v íránském Ramsaru v přijetí Ramsarské úmluvy, která slouží k ochraně mokřadů, které jsou mezinárodně významné pro ochranu ptactva (Kuijken, 2006). Dalším milníkem tématu ochrany přírody byla Konference OSN o životním prostředí a rozvoji v Riu de Janeiru roku 1992 (United Nations Conference on Environment and Development, UNCED), na Summitu byly přijaty tři významné dokumenty: Deklarace z Rio de Janeira o životním prostředí a rozvoji, Zásady obhospodařování lesů a Agenda 21. Vzhledem k faktu, že monitoring je základním z nástrojů ochrany (nejen) vodního ptactva, zůstává v centru zájmu Wetlands International od 60. let 20. století (Kuijken, 2006).

Na území České republiky byla situace v druhé polovině 20. století komplikovaná poválečným rozdělením Evropy. První sčítání vodního ptactva proběhlo v zimním období 1958/59 pod záštitou České myslivecké jednoty. Výsledky byly zpracovány organizátorem doc. ing. J. Nečasem (1959), doplněny tehdejším předsedou Československé společnosti ornitologické doc. dr. W. Černým a publikovány v časopisu *Lesnictví* 1959, s. 521–528 (Divoká kachna – hlavní tažná zvěř v ČSR).

Předseda IWRB Luc Hofmann se jal v roce 1961 sčítání více věnovat a snažil se hledat kontakty i v zemích východní Evropy. V tehdejší Československu se po dohodě na 1. evropské konferenci o vodním ptactvu v St. Andrews roku 1963 začal v zajišťování organizace sčítání angažovat tehdejší Ústav pro výzkum obratlovců Československé akademie věd v Brně, v jehož ornitologickém oddělení v roce 1959 začal výzkum vodního ptactva (Hudec, 2010).

Pravidelné sčítání vodního ptactva probíhá v České republice již od roku 1965. První sčítací akce proběhla 14. 2. 1965 na 36 stanovištích (Urbánek, 1966). Ornitolog biologické stanice v Lednici dr. Bohuslav Urbánek rozšiřoval počty sčítatelů, materiály ovšem po jeho odchodu do Prahy v roce 1970 zůstaly nevyužité. V zimním období 1970/71 převzal organizaci sčítání ing. Vladimír Fiala z Ústavu pro výzkum obratlovců/ÚSEB v Brně, jenž zpracovával každoroční podrobné zprávy a vypracoval i několik původních publikací o změnách početnosti jednotlivých druhů. V roce 1978 bylo zřízeno samostatné sčítací centrum pro Slovensko (Folk, Kožená, Křen, 1984).

V období od zimy 1979/80 až do roku 2003 byly výsledky sčítání vodního publikovány jen stručně a souhrnně a sčítání bylo omezeno pouze na lednový termín. V sezóně 1979/80 organizaci sčítání převzala dr. Ivana Kožená, od zimy 1982/83 potom ing. Čestmír Folk (Folk, Kožená, Křen, 1984), který pokračoval s různými spolupracovníky (dr. Josef Křen, dr. Jitka Pellantová). Dr. Pellantová přešla po roce 1990 na ČÚOP/AOPK ČR v Brně, kde pokračovala v organizování až do roku 2003 (Hudec, 2010). V letech 2003-2011 byla koordinačním pracovištěm IWC katedra zoologie Přírodovědecké fakulty UK a od roku 2012 Katedra ekologie Fakulty životního prostředí ČZU v Praze (koordinátor Zuzana Musilová).

V lednu 2015 se v České republice konal již 50. ročník sčítání vodního ptactva. Tento program spadá od roku 1967 pod globální monitorovací program Mezinárodního sčítání vodního ptactva (International Waterbird Census, IWC), které organizuje Wetlands International (dříve IWRB). Cílem IWC je shromažďování dat o početnosti vodních ptáků a jejich změn, identifikace jednotlivých druhů a jejich habitatů, respektive zimovišť a hnízdišť na lokální i mezinárodní úrovni. Dnes sčítání zahrnuje více než 25 000 vodních a mokřadních lokalit ve více než 100 zemích světa (Wetlands International, 2015). V západní Palearctidě a jihozápadní Asii je každým rokem monitorováno přibližně 20 000 stanovišť, a to převážně 11 000 dobrovolníky, přičemž je sečteno cca 20 milionů jedinců 175 druhů vodních ptáků. Mezinárodní sčítání vodního ptactva představuje nejstarší a patrně nejrozsáhlejší zoologický

monitorovací projekt v celosvětovém měřítku (Gilissen et al., 2002). Jak bylo zmíněno výše, v České republice koordinuje projekt Mezinárodního sčítání katedra ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. Při organizaci sčítání ovšem spolupracují i pobočky a kluby České společnosti ornitologické, některé základní organizace ČSOP a skautské oddíly.

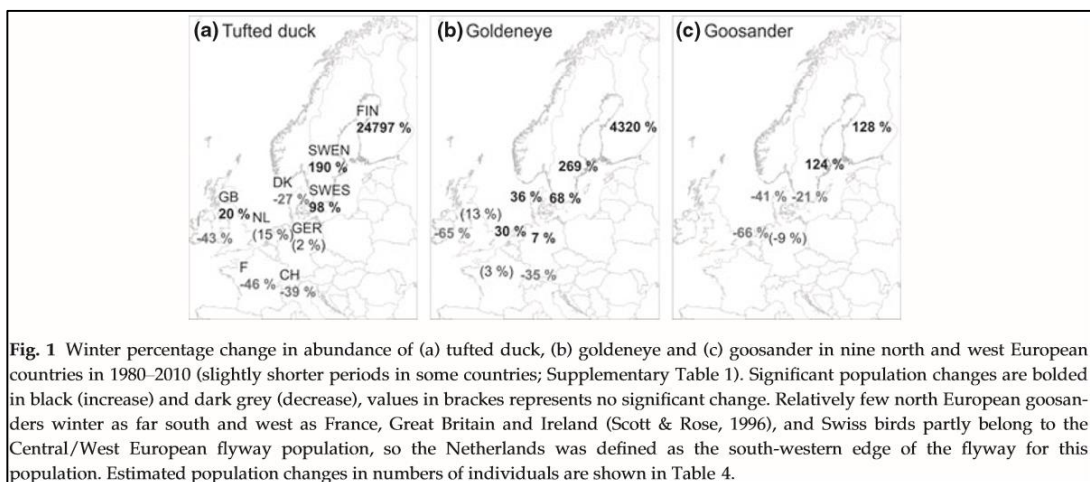
1.2 Dlouhodobé změny početnosti a distribuce zimujících vodních ptáků v Evropě

Ekologické změny týkající se rozmístění druhů v závislosti na změnách klimatu se objevují v rozšíření flory i fauny, a to v mořských, sladkovodních i suchozemských ekosystémech, přičemž korelují s očekávanými posuny podle předpovězeného vlivu klimatických změn. Vytvářejí se evoluční adaptace na teplejší klima a druhy postupně rozšiřují či posunují své ekologické niky (Parmesan, 2006). La Sorte & Thompson (2007) prokázali posun druhů k severu, a to na základě studia center výskytu pro 254 druhů severoamerické zimní avifauny mezi lety 1975–2004. Okraj severní hranice území jednotlivých druhů se pohyboval v jednotkách kilometrů za rok. Konkrétním příkladem klimatickou změnou vedeného posunu je populace bahňáků, jichž se v jihozápadní Británii objevovalo méně během teplejších zim (Austin & Rehfisch, 2005). Také se předpokládá, že oteplování klimatu ovlivnilo vzrůstající zpoždění jižně směřované podzimní migrace vodního ptactva rozmnožujícího se v severní Evropě a na Sibiři (Lehikoinen & Jaatinen, 2012). Z mnoha studií vyplývá, že vodní ptactvo je vůči klimatickým změnám vysoce citlivé (Rainio et al., 2006).

U ptačích druhů jsou posuny, zejména severovýchodním směrem, názorně prokazatelné. Každou zimu tekoucí a stojaté vody střední Evropy přilákají kolem 200 000 jedinců druhů vodního ptactva (Gilissen et al., 2002, Keller, 2011). Lehikoinen et al. (2013) uvádí, že během posledních tří desetiletí se v Evropě počet zimujících kachen (poláka chocholačky, hohola severního a morčáka velkého) zvýšil na severovýchodním okraji rozšíření druhů, a zároveň snížil v jihozápadní oblasti, viz obr. 1. Tyto změny korelují se vzestupem teploty o 3,8 °C v počátcích zimy v severovýchodních oblastech ptačích zimovišť. V těchto místech se početnost jedinců vodního ptactva exponenciálně zvýšila. Pavón-Jordán (2015) zmiňuje Českou republiku v letech 1990–2011 jako oblast, kde dochází k nárůstu počtů zimujících morčáků bílých (*Mergellus albellus*), současně ale uvádí další středoevropské státy (Německo, Švýcarsko) jako oblasti poklesu počtu jedinců tohoto druhu.

Střední Evropa se v posledních desetiletích stává významnou oblastí zimování vodního ptactva (Fox et al., 2010, Musil et al., 2011), přestože nejvýznamnější zimoviště se stále nachází v oblasti Mediteránu, Baltského moře a v přibřežních regionech severozápadní Evropy (Gilissen et al., 2002, Kershaw & Cranswick 2003, Skov et al., 2011, Van Roomen et al., 2012, Lehikoinen et al., 2013). Středoevropské klima poskytuje adekvátní potravní dostupnost během celého období zimování,

zejména v případě, že pobřeží Baltského moře v tuhých zimách zamrzne (Švažas et al. 2001, Nilsson, 2008), nebo v případě, že současná zimoviště jsou kapacitně vyčerpána.



Obr. č. 1: Procentuální posun v početnosti 3 druhů kachen v Evropě mezi lety 1980–2010, Lehikoinen et al., 2013

V České republice byl během let 1966–2008 pozorován dlouhodobý nárůst trendů početnosti. Z 25 nejhojnějších druhů vodních ptáků jich 17 (například kormorán velký, volavka bílá, volavka popelavá, labuť velká, husa běločelá a další) vykazovalo přibývajících počty, pouze u 4 druhů byl zjištěn statisticky průkazný pokles (potápka malá, potápka roháč, čírka obecná, lyska černá). Na tekoucích vodách byl počet přibývajících druhů (18) vyšší než na vodách stojatých (10). Na stojatých vodách byly výrazněji zastoupeny druhy bez průkazných změn početnosti (Musil & Musilová, 2010). Musil et al. (2011) za totéž období uvádí nárůst početnosti u 18 z 26 sledovaných druhů, a zároveň 5 druhů ubývajících. U 16 ze sledovaných druhů byl prokázán nárůst podílu obsazených lokalit (distribuce), pokles pouze u dvou druhů, viz obr. 2. Bylo zjištěno, že nárůst distribuce je rychlejší než nárůst počtu zimujících ptáků, objevuje se tedy tendence obsazovat stále nové lokality. Srovnání změn jednotlivých druhů prokázalo vyšší nárůst početnosti u vzácnějších druhů, přičemž ve většině případů změny početnosti i distribuce odrážejí celoevropské trendy. Bergmann (1998) uvádí, že druhy vodního ptactva reagují na klimatické a hydrologické změny velice specificky. Většina druhů zimujících na Vltavě v Praze i níže po směru toku (například labuť velká, kachna divoká, polák chocholačka, kormorán velký, polák velký, potápka roháč a částečně lyska černá) reaguje na silné poklesy teplot v zimní sezóně nárůstem početnosti, zejména pokud k ochlazení dojde

již v první polovině zimy. Naopak zvýšení atmosférické teploty u těchto druhů vede k ústupu ze zimoviště. Menší část sledovaných druhů (slípka zelenonohá, potápka malá, racek chechtavý a racek bouřní) reaguje na prudké ochlazení opačně, tedy snížením početnosti zimujících jedinců.

Druh <i>Species</i>	Počet zimujících ex. <i>Wintering numbers</i>	Změna rozšíření <i>Change in distribution</i>	Změna početnosti <i>Change in numbers</i>
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	330–900	pokles	mírný pokles
<i>Podiceps cristatus</i>	40–320	neprůkazné	mírný pokles
<i>Phalacrocorax carbo</i>	9 000–14 200	nárůst	silný nárůst
<i>Egretta alba</i>	100–500	nárůst	silný nárůst
<i>Ardea cinerea</i>	1 900–2 900	nárůst	mírný nárůst
<i>Cygnus olor</i>	2 000–3 800	nárůst	mírný nárůst
<i>Anser fabalis</i>	400–6 000	nárůst	nejistý trend
<i>Anser albifrons</i>	1 500–13 800	nárůst	silný nárůst
<i>Anser anser</i>	800–2 400	nárůst	silný nárůst
<i>Anas penelope</i>	70–170	nárůst	mírný nárůst
<i>Anas strepera</i>	50–300	nárůst	nejistý trend
<i>Anas crecca</i>	450–1 200	pokles	mírný pokles
<i>Anas platyrhynchos</i>	140 000–180 000	nárůst	mírný nárůst
<i>Aythya ferina</i>	800–1 400	neprůkazné	mírný nárůst
<i>Aythya fuligula</i>	3 600–5 100	nárůst	silný nárůst
<i>Bucephala clangula</i>	500–1 200	neprůkazné	mírný nárůst
<i>Mergellus albellus</i>	40–110	neprůkazné	mírný nárůst
<i>Mergus merganser</i>	1 500–3 300	nárůst	mírný nárůst
<i>Haliaeetus albicilla</i>	70–100	nárůst	silný nárůst
<i>Gallinula chloropus</i>	300–700	neprůkazné	mírný pokles
<i>Fulica atra</i>	8 500–11 000	neprůkazné	mírný pokles
<i>Larus ridibundus</i>	4 000–10 000	neprůkazné	stabilní
<i>Larus canus</i>	1 000–4 000	nárůst	mírný nárůst
<i>Larus spp.</i>	960–2 200	nárůst	silný nárůst
<i>Alcedo atthis</i>	150–350	nárůst	mírný nárůst
<i>Cinclus cinclus</i>	330–500	neprůkazné	mírný nárůst

Obr. č. 2: Počet, změna početnosti a změna distribuce nejhojnějších druhů vodních ptáků v ČR, Musil et al., 2011

1.3 Potravní podmínky v závislosti na typu vod

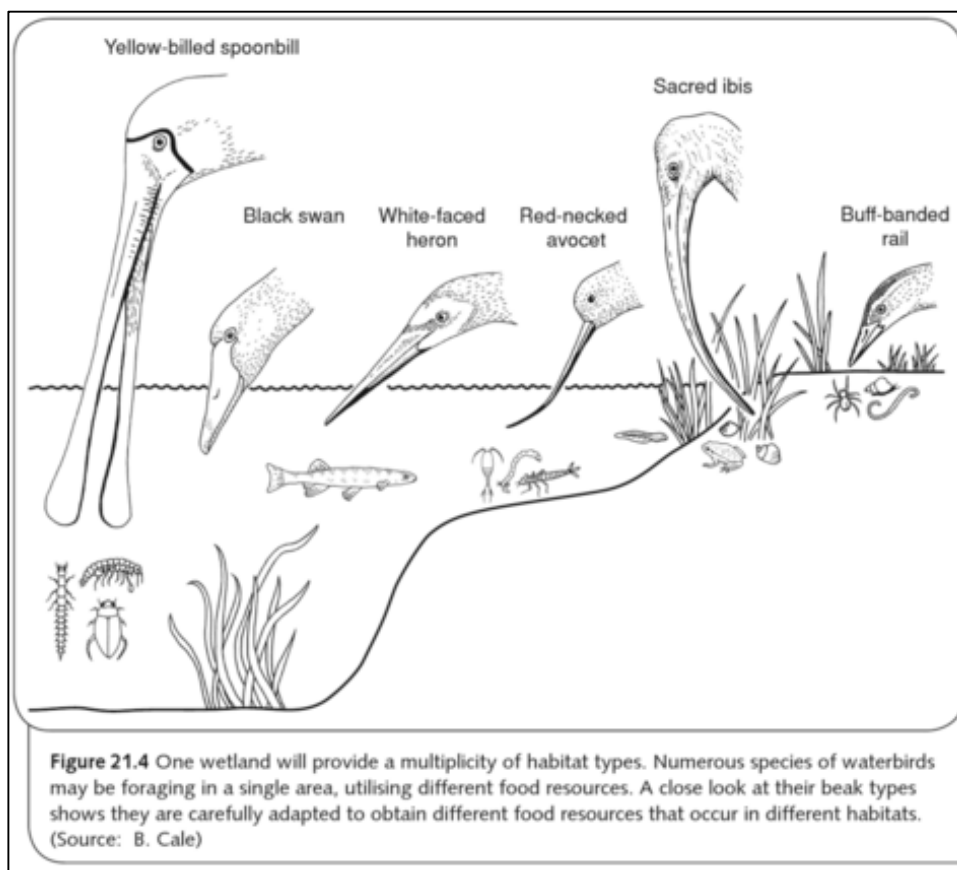
Co se potravy týče, vodní ptactvo můžeme pro tuto práci rozdělit na několik skupin: ptáci všežraví, ptáci rybožraví, ptáci živící se vodními bezobratlými a býložraví ptáci. Každá vodní plocha nabízí trochu odlišné potravní podmínky a jednotlivé druhy reagují na přítomnost toho kterého typu potravy. V mnoha případech je míra dostatku potravy v přímé úměře s mírou eutrofizace. Trofický index (úživnost) je determinován množstvím dusíku, fosforu, kyslíku a dalších biologicky užitečných nutrientů ve vodě (Carlson, 1977).

Již na počátku druhé poloviny 20. století se tým doc. Hrbáčka věnoval vztahu mezi velikostí rybí populace a množstvím zooplanktonu v rybníčních ekosystémech. Hrbáček et al. (1961), pozorovali, že snížili-li se rybí populace, zvýší se výskyt většího zooplanktonu (*Daphnia* sp.) a průhlednost vody, a zároveň se sníží populace řas. Brooks & Dodson (1965) objasnili důvod tohoto jevu: větší druhy zooplanktonu jsou méně odolné náporu ryb živících se planktonem, což při vyšších hustotách rybí populace ústí v dominanci menších druhů zooplanktonu. Dominance většího zooplanktonu při menším množství ryb je způsobena výkonným spásáním, druhy se dokáží živit širším rozsahem řas a mají nižší metabolické požadavky.

Na počátku 80. let 20. století byla na základě Hrbáčkovy výzkumu přijata teorie postupných trofických interakcí (*Cascading Trophic Interactions*, Carpenter et al., 1985). Teorie vysvětluje nepřímé vztahy v potravních řetězcích, kdy predátor druhu A má nepřímý pozitivní vliv na životní podmínky či existenci rostliny druhu C, a to redukcí vlivu býložravce druhu B. Příkladem budiž nárůst vlivu rybího predátora, který způsobí snížení hustoty ryb živících se planktonem a umožní nárůst vlivu bezobratlých predátorů, např. rodu *Chaoborus*, výsledkem je posun k dominanci druhů většího zooplanktonu, např. rodu *Daphnia*. Větší druhy zooplanktonu se živí širším spektrem populace řas, a zároveň mají nižší vylučování živin. Snížená exkrece nutrientů způsobuje redukcí množství fytoplanktonu. Snížení počtu rybích predátorů bude mít účinek opačný – vzrůst planktivorních populací ryb, dominanci druhů malého zooplanktonu a nárůst fytoplanktonní biomasy. Teorie vodních trofických interakcí byla testována v mnoha měřících na velkém počtu experimentálních vodních ploch (Carpenter & Kitchell, 1993). Významný vztah je také viditelný mezi přítomností fosforu a nárůstem společenstev řas (Vollenweider, 1968). Experimentální přídavky fosforu do vodních těles prokázaly zvýšení výskytu druhů řas (Schindler, 1974). Vysoké příjmy živin vedou k nárůstu škodlivých druhů řas, které bývají často příliš

velké pro potravní možnosti stanovištních býložravců. Nízký příjem živin vedoucí k oligotrofii umožňuje dominanci menších, lépe stravitelných druhů řas (Terborgh & Estes, 2009).

Vodní ptactvo využívá ke krmení velké množství habitatů a rozličných druhů potravy. Vodní ptáci jsou vysoce specializováni k optimalizaci svého úspěchu v získávání živin. Příkladem může být velikost, tvar a síla jejich zobáků, které jsou uzpůsobeny k vyhledání a získání konkrétního druhu potravy. Některé zobáky jsou schopné trhat maso, jiné rozbít tvrdá semena, chytat hmyz, shromažďovat vodní rostliny nebo filtrovat plankton či bentos z bahna. Dokonce i délka zobáku má význam z hlediska výběru typu potravy, viz obr. 3 (Calver et al., 2009).



Obr. č. 3: Příklad typů zobáku vhodných pro různé druhy potravních zdrojů, Calver et al., 2009

Pro posuzování distribuce druhů vodního ptactva je také třeba brát v úvahu velikost jednotlivých vodních ploch. Druhy generalisté se většinou krmí blíže břehu, mají tedy dostatek dostupných zdrojů i na menších vodních plochách a mokřadech. Druhy specializující se si naopak obvykle pro krmení vybírají centrální zóny, tedy otevřenější

vody, z toho důvodu jsou jejich potravní zdroje proporcčně omezené. Výsledkem je přímá úměra mezi početností specializujících se druhů (například ohrožená kachnice bělohlavá, *Oxyura leucocephala*) a velikostí daného stanoviště (Paracuellos, 2006). Pro ochranu mokřad je diskuze SLOSS („single large or several small“, jedna velká či několik malých) stejně aktuální jako pro jiné zvláště chráněné oblasti (Shafer, 1990).

Mnoho druhů vodního ptactva hraje ve vodních ekosystémech roli predátorů. Například potápivé kachny se typicky živí většími bentickými bezobratlými (Snow & Perrins, 1998), významnou složkou jezerních potápivých kachen jsou larvy *Chironomidae* (Bengtson, 1971, Winfield & Winfield, 1994). Změny početnosti a rozmístění bentických bezobratlých se mohou odrazit ve změnách fyzikálně-chemických podmínek nebo v produkčním systému daného vodního ekosystému, z toho důvodu ovlivnit i životní podmínky vodního ptactva (Carter et al., 2006). Tománková et al. (2013a) zmiňuje vliv poklesu množství zoobentosu a fytoplanktonu v britském jezeře Lough Neagh na snížení početnosti zimujících potápivých kachen, konkrétně poláka velkého (*Aythya ferina*), poláka chocholačky (*Aythya fuligula*) a hohola severního (*Bucephala clangula*), od zimní sezóny 2000/2001. Mezi sezónami 2000/2001 a 2008/2009 se celková populace potápivých kachen v této oblasti snížila o 63 % (Tománková et al., 2013b).

Gregušová (2015) uvádí společenstva vodních bezobratlých jako hlavní ekologický gradient jihomoravských rybníčních ekosystémů, přičemž hustota početnosti vodního ptactva rostla především s abundancemi bentických živočichů, diverzita potom s abundancemi fytofilních bezobratlých. Statisticky významná vzhledem k početnostem ptáků v této studii byla především početnost ploštic (*Heteroptera*) a jepic (*Ephemeroptera*). Byla potvrzena také důležitost litorálních porostů jako center sekundární produkce rybníků. V případě diverzity ptačích druhů se jediným signifikantním faktorem prokázala abundance fytofilních litorálních bezobratlých. Jednotlivé druhy mají různé mikrohabitatové preference, například plovavé kachny oproti potápivým druhům vyžadují hojně zarostlé litorální pásmo, přičemž neloví potápěním, ale tzv. panáčkováním, kdy ponoří hlavu, krk a hrud' (Batt et al., 1992).

V současné době nejsou známy konkrétní studie zabývající se distribucí vodního ptactva v souvislosti s mírou eutrofizace jednotlivých typů sladkovodních vod. Většina znalostí vlivů eutrofizace na vodní ptáky se týká sladkovodních habitatů soustředěných na býložravce (Yallop et al., 2004). Několik prací se věnovalo naopak

zvyšování eutrofizace jezerních ekosystémů vlivem osídlení vodním ptactvem (například Linnman, 1983). Zvyšují množství nutrientů nejen svými výkaly, ale i přínosem dalšího organického materiálu (peří a chmýří). Druhy jako labuť a kachny také narušují běžnou sedimentaci organického materiálu na dno pošlapem a potápěním. Skov et al. (2011) nicméně uvádí údaje o trofii Baltského moře. V brakických vodách Botnického zálivu byly během 70. a 80. let 20. století vykazovány nárůsty jak koncentrací fosforu a dusíku, tak koncentrace jejich rozpuštěných anorganických sloučenin, a to jak na otevřeném moři, tak v pobřežních vodách. V následujících letech koncentrace jevíly stabilitu či lehký pokles. V pobřežních vodách koncentrace korelovaly s naměřenými daty z pevniny, množství dusíku je téměř dvakrát tak vysoké jako na otevřeném moři. Koncentrace fosforu postupně stoupaly od 70. do 90. let 20. století, následně rapidně klesly na téměř poloviční hodnoty. Pro účely zimování vodního ptactva jsou hodnotné lednové údaje o anorganických nutrientech, neboť jsou přímo úměrné potenciálu kapacity výskytu bentosu. Vzhledem k tomu, že více než 80 % druhů vodních ptáků zimujících v regionu Baltského moře se potravně specializuje na mlže (Durinck et al., 1994), jichž v eutrofizovaném prostředí na některých místech přibývá (Lundberg, 2005), je pravděpodobné, že vliv eutrofizace (bez dalších kumulativních vlivů) má na početnost vodního ptactva obecně pozitivní efekt.

Skov et al. (2011) zmiňuje u býložravých druhů vodních ptáků (kachna divoká, labuť velká a lyska černá) na pobřeží baltského moře pozitivní korelace s teplotou vody. Byla ale zjištěna negativní korelace s koncentrací nutrientů pro kachnu divokou v Estonsku a labuť velkou v oblasti průlivů Skagerrak a Kategat. Mezi druhy živícími se vodními bezobratlými byla evidována pozitivní korelace s teplotou vody pro kachny rodu *Aythya* a *Bucephala*. Závislost na množství živin se jevila obecně malá. U rybožravých ptáků byla dokumentována negativní korelace s množstvím nutrientů, konkrétně u druhů potápka rudokrká a potápka roháč.

Industriální, antropogenní vody, pod něž v rámci této práce zahrnujeme odkaliště a jezera vzniklá po těžbě, se v České republice obecně liší v morfometrických podmínkách (rozloha, hloubka, morfologie dna) i ve vlastnostech vody, což jsou nejčastěji barva a průhlednost, obsah specifických minerálů, pH a z nich plynoucí biologická aktivita, nejčastěji spojovaná s mírou trofie (Hrdinka, 2004). Jedná se o vodní plochy vyskytující se v povrchových dolech všech druhů, na přidružených

výsypkách či v poklesových kotlinách. Jezera existují v různých rozměrech a vznikly buď samovolně nebo jako důsledek cílené, tzv. hydrické rekultivace (Štýs, 1981). Důležitým faktorem míry eutrofizace je doba, která uplynula od ukončení těžby (i několik set let), eutrofizace je ve většině případů velmi pozvolná a někdy i zcela chybí (Hrdinka, 2004).

První, nejvýznamnější skupinu antropogenních jezer tvoří jezera vzniklá těžbou štěrkopísků, pískovny a štěrkovny. Společně s rybníky a fluviálními jezery tvoří nejrozšířenější typ stojatých vodních ploch v České republice. U tohoto typu jezer se jedná nejčastěji o podzemní vodu (souvisí především s vysoko položenou hladinou podzemní vody podél vodních toků, s níž často hladina vody v jezerech komunikuje), či o vodu říčního původu filtrovanou přes štěrkopískové náplavy. Kvalita vody je často velmi dobrá a propůjčuje těmto jezerům modrozelené zabarvení vody při průhlednosti až několik metrů (Hrdinka, 2004). Míra eutrofizace se u tohoto typu jezer liší především v závislosti na využití vodní plochy (Hrdinka, 2004). Voda některých jezer je kvalitativně v takovém stavu, že je jezero využíváno jako zdroj pitné vody, např. pískovna Oplatil-střed. Toto jezero bylo ovšem pro budoucí účely určeno pro rekreaci, stejně jako Oplatil-Hrádek, donedávna také využívané k odběru pitné vody (Dlasková, 2009). Většina jezer vzniklých po těžbě štěrkopísků je ovšem využívána rekreačně, většinou do té doby, než míra eutrofizace, hojně podpořená masovým nápirem koupajících se lidí, překročí člověkem přijatelnou mez. Další skupinou jsou jezera vzniklá po těžbě kaolinu, jež se vzhledem k nadměrnému obsahu minerálu kaolinitu většinou vyznačují oligotrofní vodou, a tudíž neslouží žádnému účelu, který by se týkal ochrany přírody (Hrdinka, 2004). Další skupinou antropogenních jezer s oligotrofní vodou jsou vodní plochy vzniklé po těžbě vápence, břidlic a drob. Vyskytuje se zde většinou jen několik menších druhů ryb a korýšů. Naopak jezera vzniklá těžbou žuly, dioritu a čediče se obvykle vyznačují vyšší mírou eutrofizace. Lomy se totiž často nacházejí v lesních komplexech, což přispívá ke zvýšení eutrofizace jezerních vod. Většinou se jedná o jezera menších rozměrů, často obklopená příkrými lomovými stěnami, na velkou část vodní hladiny z toho důvodu nedopadá mnoho přímého slunečního záření a často tvoří příhodná útočiště, zejména pro mnohé druhy obojživelníků. Další skupinou s často vyšší mírou eutrofizace jsou jezera vyskytující se v povrchových dolech po těžbě cihlářské hlíny a žáruvzdorných jíílů. Dosahují podstatně menších rozměrů než jim nejvíce podobná jezera po těžbě písků a také jsou poměrně mělká, což vede k intenzivnějšímu

prohřívání a následné eutrofizaci důlních vod. Barva vody se nejčastěji pohybuje v odstínech žlutozelené až žluté, velmi omezená je průhlednost (Hrdinka, 2004).

Zvláštním typem industriálních vodních ploch odkaliště různých průmyslových podniků (chemie) a plaviště popílků tepelných elektráren. Tyto vodní plochy se vyznačují přítomností jemného mazlavého sedimentu tmavé barvy, který je rovnoměrně rozprostřen po celém dnu jezera. Jezera na výsypkách či v poklesových kotlinách (po ukončení jejich původního využití) jsou většinou mělká a dobře se dají využít např. k chovu některých druhů ryb, druhotně zde také dochází k růstu mokřadní vegetace (Hrdinka, 2004).

Údolní nádrže jsou vodní plochy vyskytující se v údolích větších či menších řek, které byly přehrazeny přehradou. Tyto typy vodních ploch mají až na výjimky široké spektrum využití a téměř vždy slouží několika účelům najednou. Mezi nejdůležitější patří zásobování obyvatelstva (Švihov) a průmyslu (Hněvkovice) vodou, vyrovnávání a nadlepšování průtoků včetně ochrany před povodněmi, výroba vodní energie (Orlík), zachytávání povodní (Šance), vytváření zásob vody pro závlahy (Rozkoš) a další (Kříž, 1996). Dále jsou přehrady často využívány k chovu ryb, pro lodní dopravu a v neposlední řadě i k rekreaci a sportovnímu vyžití. Poslední, avšak neméně důležitou funkcí je samotná retence vody v krajině. Míra eutrofizace údolních nádrží souvisí zejména s jejich morfometrickými charakteristikami a využitím. Některé z významných českých přehrad (např. Novomlýnské nádrže či Brněnská přehrada) vzhledem ke své nevelké hloubce v létě vysoce eutrofizují, zatímco hlubší či geograficky výše položené přehrady (např. Lipno) si i v letních měsících udržují vodu oligotrofní.

Rybníky se z hlediska původu vody rozlišují na rybníky nebeské, rybníky pramenišť a rybníky říční a potoční (Štěrbová, 1987). Nejvýznamnější skupinu tvoří typ nejvíce obvyklý, rybníky říční a potoční, kdy se do rybníka dostává přísun chladné a dobře okysličené tekoucí vody, která je pro maximální výnosy nezbytná. Rybníky mají i nezastupitelnou roli ekologickou, neboť často slouží k ochraně bohaté mokřadní vegetace s výskytem mnoha druhů obojživelníků a velkého množství vodních ptáků (NPR Velký a Malý Tisý, NPR Novozámecký rybník). Jejich obhospodařování, zvláště má-li intenzivní charakter (zvyšování rybích obsádek, přihnojování a následný pokles průhlednosti vody), však s sebou nese důsledky ve formě úbytku počtů vodního ptactva na rybníčních ekosystémech. Během 20. století změnila většina rybníků svůj chemismus od oligotrofie či mezotrofie k eutrofii až hypertrofii, a to následkem

hnojení i splachu živin z okolní zemědělské půdy (Musil & Cepák, 2004). V rámci přímého obhospodařování docházelo k výraznému zvětšení rybích obsádek, což má negativní vliv na hnízdní populace vodního ptactva (Musil et al., 2001). Pro druhy vodních ptáků to znamená přímé omezení, až případnou likvidaci potravních zdrojů (zejména zoobentosu), cílenou mechanickou likvidaci makrofyt submerzní i litorální vegetace a pokles průhlednosti vody (predací zooplanktonu a nárůstem fytoplanktonu). V důsledku likvidace litorálních porostů došlo k zániku životního prostředí mnohých druhů ptáků, vázaných v době hnízdění i v mimohnízdní době na litorální, zejména rákosové a ostřicové porosty. Zejména druhy potápivých kachen (polák velký, polák chocholačka, hohol severní) dávají přednost vodám s vysokou průhledností (a tedy i nižší mírou eutrofizace), zatímco početnost například kachny divoké či kopřivky obecné je více závislá na lokálních charakteristikách, například rozloze vodní plochy (Musil et al., 1997). Rybníky jsou pro svou bohatou nabídku potravních zdrojů – ryb – vyhledávány rybožravými druhy, například kormoránem velkým (Seiche et al., 2012).

Pod tekoucí vody jsou v této práci zahrnuty zvláště oddělené části řek a potoků, ohraničené většinou mosty, jezy či přehradami. Přestože jezera a údolní nádrže jsou na následky eutrofizace citlivější, v posledních desetiletích se tento problém vzhledem ke zvýšené antropogenní aktivitě týká i mořských ekosystémů a tekoucích vod. Například vody polských řek se již několik let pohybují na hranici eutrofie (Neverova-Dziopak, 2013). Posuzování a určování trofického indexu tekoucích vod je komplikovanější než u stojatých vod, protože jednotlivé znaky se liší podle typu řeky či potoku (Dodds et al., 1998). Empirické výsledky předkládají jako nejdůležitější nutrienty ovlivňující trofii tekoucích vod fosfor a dusík, přičemž bentické populace řas jsou přímo úměrné růstu primární produkce biomasy v potocích (Dodds, 2006).

1.4 Cíle práce

V rámci této práce byly stanoveny následující cíle:

- přiblížit historii Mezinárodního sčítání vodního ptactva
- pomocí rešerše popsat dlouhodobé změny početnosti a distribuce vodního ptactva v Evropě a v České republice
- pomocí rešerše přiblížit potravní podmínky na jednotlivých typech vodních ploch
- v rámci manuskriptu zodpovědět stanovené hypotézy týkající se pravděpodobné existence hustotní závislosti na zimovištích pomocí analýzy dlouhodobých změn početnosti 28 vybraných druhů vodního ptactva na 4 různých typech mokřadních lokalit (přehrady, rybníky, průmyslové vody a tekoucí vody – potoky a řeky) sledovaných v rámci Mezinárodního sčítání vodních ptáků v letech 1966–2015
- v rámci manuskriptu zhodnotit pomocí druhově-specifických charakteristik preferenci jednotlivých typů vod

MANUSKRIP

1 **Title**

2 Water type preference in wintering waterbirds: long-term changes on industrial waters

3

4 **Authors**

5 Adéla Dlasková*, Zuzana Musilová, Petr Musil & Jan Zouhar

6

7 **Address**

8 Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life

9 Sciences Prague, Kamýcká 1176, Praha 6 – Suchbát, CZ-165 21, Czech Republic

10 * corresponding author e-mail: adela.dlaskova@gmail.com

11

12 **Abstract**

13 Recent range shifts in wintering waterbirds likely shape the importance of traditional
14 wintering grounds and could result in newly-emerged sites. Here, we analyse
15 the long-term changes in water type preference of 28 selected waterbird species
16 wintering at four different types of wetland refuge sites (reservoirs, fishponds,
17 industrial waters and running waters) monitored within the International Waterbird
18 Census between 1966 and 2015. We aimed to evaluate the pattern in water type
19 preference and determine if there is a difference in trends in numbers of individual
20 species at different water types. Log-linear Poisson analysis was used to estimate
21 missing data using TRIM software. The effect of year and seven species-specific
22 variables was estimated using multinomial logistic regression.

23 The numbers of most waterbird species in the Czech Republic have been increasing
24 over a long period and our results showed a long-term increasing preference
25 in industrial waters over running waters. Omnivores, bentophagous species

26 and herbivores showed higher preference of industrial waters than fish-eating birds, this
27 finding indicates lower fish-stock density in industrial waters. Simultaneously,
28 the preference of industrial waters in non-fish-eating birds decline over the study
29 period. Low-conservative species annually inhabiting different sites prefer industrial
30 waters and reservoirs, that could serve as newly-emerged wintering grounds
31 in the future.

32

33 **Key words**

34 Waterbirds, International Waterbird Census, wetland habitats, long-term monitoring,
35 numbers difference

36

37 **Introduction**

38 As waterbirds are considered important indicators of wetland ecosystem diversity
39 and richness (Palmgren, 1936, Bibby et al., 1992, Boere et al., 2006), it is crucial to pay
40 attention to their population distribution, especially in the face of recent climate-driven
41 changes (Maclean et al., 2008, Thomas et al., 2012, Lehikoinen et al., 2013,
42 Pavón-Jordán et al., 2015). Even though the most important wintering requirements
43 of food resources and safety from predation is well known (Ridgill & Fox, 1990,
44 Schummer et al., 2010), the detailed studies revealing the species preferences remain
45 scarce.

46 Central Europe become an increasingly important waterbirds wintering region
47 in recent decades (Fox et al., 2010, Musil et al., 2011), although most of the significant
48 European wintering refuge sites for the majority of waterbird species remain
49 in the Mediterranean, the Baltic Sea region and in the coastal areas of northwest
50 Europe (Gilissen et al., 2002, Kershaw & Cranswick, 2003, Skov et al., 2011,

51 Van Roomen et al., 2012, Lehtikoinen et al., 2013). Running waters and various water
52 reservoirs of central Europe attract around 200 000 waterbirds every winter (Gilissen
53 et al., 2002, Keller, 2011).

54 The noticeable changes in the entire European climatic conditions notwithstanding,
55 it is believed that increased numbers are caused by the favourable transitional mild
56 climate, which alleviates extremely cold winter temperatures and results from
57 the interaction of both maritime and continental air masses (Brázdil et al., 2010).

58 The central European climate provides adequate feeding opportunities throughout
59 the wintering period, a viable alternative if the Baltic coast becomes frozen in severe
60 winters (Švařas et al., 2001, Nilsson, 2008) or present refuge sites reach full utilization.

61 Therefore, re-evaluation of the present wintering sites and guarding and monitoring
62 of newly-emerged wintering areas is needed. Range shifts in wintering waterbirds may
63 lead to hunting pressure in new wintering areas, which can jeopardize waterbirds
64 population numbers (Lehtikoinen et al., 2013).

65 The patchiness of wetlands affects distribution patterns in different ways, depending
66 on the species (Brown & Dinsmore, 1986, Knutson et al., 1999, Naugle et al., 1999,
67 Rey Benayas et al., 1999, Wettstein & Schmid, 1999). The size of the wetland needs
68 to be taken into consideration when examining the waterbirds distribution. The more
69 generalist birds feed closer to the shore and therefore have enough available resources
70 in smaller wetlands. Specialists usually select central zones for feeding, causing
71 a proportionally limited resource availability. As a result, the specialists
72 and area-dependant species (such as the endangered White-headed Duck, *Oxyura*
73 *leucocephala*) fade away from wetlands alongside the diminishing size of the wetland
74 (Paracuellos, 2006, Adam et al., 2015). The SLOSS debate („single large or several

75 small“) is pertinent to wetlands protection as well as for other protected areas
76 (Shafer, 1990).

77 Within the Central European region, the monitored area lies very close to the average
78 January zero degree isotherm (Tolasz et al., 2007), therefore the temperature could
79 be a limiting factor affecting waterbird distribution (Ridgill & Fox, 1990, Maclean
80 et al., 2008, Adam et al., 2015). Moreover, sufficient ice-free open water is required
81 for wintering waterbirds, both for food resources and as a safety element
82 from predation (Ridgill & Fox, 1990, Schummer et al., 2010) which could also act
83 as a limiting factor (Newton, 1998). Therefore we assume there are long-term changes
84 in water type preference due to increasing waterbird numbers and climate change,
85 as during the last decades, many fishponds and other limnic waters provide an ice-free
86 water level (Brázdil et al., 2010). We expect the waterbird distribution be effected
87 by food specialisation due to the different trophic conditions of the four water types
88 (high importance of feeding conditions for wintering waterbirds – Dalby et al., 2013).
89 We should also consider density-dependent competition shaping water type preference
90 in the line of density-dependent regulation of total waterbird numbers on the site-level
91 (Musilová et al. 2015).

92

93 **Methods**

94 **Data**

95 We used the International Waterbird Census (IWC) data from waterbird numbers
96 recorded in mid-January waterbirds countings from 1966 to 2015. The mid-January
97 counts are conducted on predetermined dates and sites each year, aiming to maximize
98 synchrony (Gilissen et al., 2002). In total, the most common wintering waterbird
99 species annually exceeding 50 individuals were selected for this study (see Table 1).

100 For the purposes of this study, 1039 monitored sites were classified according to four
101 selected water types: 61 reservoirs, 368 fishponds, 93 industrial waters
102 and 517 running waters. Sites monitored on standing waters include reservoirs,
103 fishponds and industrial waters (including gravel lakes, sandpit lakes and industrial
104 settling ponds), sites monitored on running waters include rivers and streams. Running
105 water sites were defined as river sections with well-defined boundaries, such
106 as bridges, weirs or dams (see Chytil et al., 1999 for the list of wetland habitats
107 in the Czech Republic). You can see the map of monitored sites in Fig. 1.

108 Trends in numbers covering individual water type was calculated by using Log-linear
109 Poisson regression analysis estimating missing IWC site data from long-term IWC
110 data series (1966-2015). Trends and Indices for Monitoring data (TRIM) software was
111 used (Statistics Netherlands version 3.52, Pannekoek & Van Strien, 2005). Due
112 to a limited availability of volunteers in some seasons, incomplete coverage
113 of monitored sites resulted in missing data. We took into consideration serial
114 correlations between annual numbers and over-dispersion in the data. The models used
115 included change points to allow for changes in the slope parameters at some points
116 in the time series (Pannekoek & Van Strien, 2005, Fouque et al., 2009).

117

118 Species-specific variables

119 All 28 investigated waterbird species were described by the following eight species
120 specific-variables, which could explain the pattern in the water type occupancy. Czech
121 trends in numbers and the estimation of Czech population size was calculated
122 by Trends and Indices for Monitoring data (TRIM) software (Statistics Netherlands
123 version 3.52, Pannekoek & Van Strien, 2005). ‘Time Totals’ values (hereafter used
124 as Time Totals) of IWC data (i.e. the actual count values plus the numbers of birds

125 estimated by the TRIM software) for all 1039 sites included in the analysis were used
126 to generate total estimates of the range of numbers of the waterbird species wintering
127 in the Czech Republic. These Time Totals were then rounded according
128 to the guidelines used in Waterfowl Population Estimates (Wetlands International
129 2006, 2015). We use the range (min–max) of population estimates due to the effect
130 of between-year variation in numbers because of variable climatic conditions (Musil
131 et al., 2008). The mean of the southernmost and northernmost latitudes of a species’
132 breeding range (Snow & Perrins, 1998) was used as the geographical distribution
133 of individual species (classified according to the latitudinal midpoint - Lemoine et al.,
134 2007). All species were divided into four groups according to food specialisation:
135 fish-eating birds, bentophagous, omnivores and herbivores.

136 For each species, we calculated a measure of persistence in selection of sites
137 in consecutive years (called *similarity* hereafter). If sites occupied by a species
138 in year t tend to be the same as those occupied in year $t - 1$, the value of similarity
139 for the species is comparably large, and vice versa.

140 The actual value, ranging from -0.19 to 0.65 , was obtained for a particular species
141 as follows. We prepared a panel data set containing a 0/1 indicator of presence
142 of the species at a given site in a given year. In other words, for each site we had a time
143 series of 0s and 1s indicating whether the site was visited by the species under
144 consideration. Next, we studied how the probability that the species visits
145 site s in year t depends on a visit to s in year $t - 1$. For this end, we ran Wooldridge’s
146 (2005) dynamic probit regression with site-specific random effects. A species’
147 similarity value is the coefficient on the lagged dependent variable (indicator of a visit
148 to s in time $t - 1$) from this regression. A positive value implies the species exhibits

149 a recurring pattern in its selection of sites, i.e. sites that were visited last year are more
150 likely to be visited again and vice versa.

151 The values of species-specific variables are listed in Table 1.

152

153 Statistical analysis

154 In our analysis, an individual's selection of water type is regarded as a discrete choice
155 among four alternatives: fishponds, industrial waters, reservoirs or running waters.

156 Species preferences are modelled as multinomial probabilities; e.g., a preference
157 for fishponds is expressed in the form of a probability that a randomly chosen
158 individual appears on a fishpond. Covariate effects on these probabilities were
159 estimated using multinomial logistic regression. As all individuals of the same species
160 share the same values of species-specific variables, we used a cluster-robust estimator
161 of the standard errors in statistical inference, clustered at the level of species.

162

163 **Results**

164 Long-term trends in numbers covering water types

165 Based on 50-years data, we found the positive correlations between the trend
166 in numbers of waterbirds (observing both increases and decreases) of 28 selected
167 species and the mutual comparison to the water types (see Table 2). At reservoirs,
168 stable numbers (3 species) or a moderate increase (12 species) were monitored, while
169 13 species trends resulted as uncertain. The trend allocation was more uniform
170 for fishponds, where 5 species showed a strong increase in numbers, 5 species
171 a moderate increase, 5 species remained at a stable level, 4 species showed a moderate
172 decline and 7 species trends were uncertain. Within industrial waters, there was
173 a strong increase in 4 species, a moderate increase in 6 species, stable level

174 in 4 species, a moderate decline in 2 species and an uncertain trend in 12 species.
175 For running waters, trends similar to fishponds were observed, i.e. more or less
176 increasing numbers. A strong increase was shown for 6 species, 12 species showed
177 a moderate increase, 4 species a stable level, 5 species a moderate decline and only
178 1 species trend was uncertain.

179 From the particular species point of view, we can state that an increase in number
180 at all water types was demonstrated for the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo*),
181 Goosander (*Mergus merganser*), Tufted Duck (*Aythya fuligula*), Common Kingfisher
182 (*Alcedo atthis*), large gulls – Caspian Gull and European Herring Gull (*Larus*
183 *cachinnans* and *Larus argentatus*) and White-tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*).

184 A moderate increase at all water types except for reservoirs (stable level) was
185 monitored for Grey Heron (*Ardea cinerea*), Mallard (*Anas platyrhynchos*) had
186 a moderate increase at all water types but industrial waters (stable level), Common
187 Goldeneye (*Bucephala clangula*) showed a moderate increase at all water types except
188 for fishponds (stable level) and Mute Swan (*Cygnus olor*) showed stable numbers
189 everywhere but at reservoirs (moderate increase). Little Grebe (*Tachybaptus*
190 *ruficollis*) moderately decreased in numbers at all water types except for reservoirs
191 (stable level).

192 There were few differences in trend in numbers covering different water types, Great
193 Crested Grebe (*Podiceps cristatus*) decreased in numbers at running waters in favour
194 of reservoirs and industrial waters (moderate increase), Common Coot (*Fulica atra*)
195 showed a moderate decline at running waters and fishponds in favour of industrial
196 waters (strong increase).

197 The strongest decrease in general was shown in numbers of the Little Grebe, while
198 the strongest increase was monitored in large gulls species. You can see the correlation
199 charts in Fig. 2.

200

201 Water type preference

202 Analyses also compared the probability of wintering at fishponds, reservoirs
203 or industrial waters to that of wintering at running waters (see Table 3). An increased
204 preference for wintering at industrial waters was demonstrated in the long-term scale.
205 In general, herbivorous, omnivorous and benthivorous species exhibited a higher
206 preference for industrial waters than fish-eating species. Waterbirds exhibiting lower
207 annual similarity to wetland sites preferred industrial waters and reservoirs more than
208 running waters. Waterbird species of lower count numbers showed a higher
209 preference for wintering at reservoirs over running water sites. A preference
210 for reservoirs was exhibited by Northern species when utilising the latitude specific
211 variable. Regarding the mutual food specialization variable a gradual annual decrease
212 in preference was displayed by herbivorous, omnivorous and benthivorous species,
213 much greater than the change displayed by piscivores. Regarding the Czech trends
214 specific variable, no significant effects were observed.

215

216 **Discussion**

217 Our study demonstrated significant relationship between trends in numbers over all
218 water types, nevertheless, indicated changes in water types preference and different
219 trend in numbers covering water types on the individual species level. The observed
220 north-easterly directional shift in wintering waterbird populations (Gilissen et al.,
221 2002, Keller, 2011, Lehtikoinen et al., 2013) is likely due to the increasing winter

222 temperatures across Europe (Klein Tank et al., 2002, Pavón-Jordán et al., 2015). The
223 Czech Republic is located close to the average zero degree isotherm in January (Tolasz
224 et al., 2007) as such, the availability of ice-free water may differ year by year within
225 the monitored area (Musilová et al., 2009). No significant trends were observed
226 in changes in air temperature in the Czech Republic (Klein Tank et al., 2002, Musilová
227 et al., 2009, Adam et al., 2015). In contrast, the impact of climate change was reflected
228 by a 1.15 °C increase in stream temperatures within the Czech Republic over 28 years
229 (Hrdinka et al., 2015). Novický et al. (2009) expect an increase in water temperature
230 in the range of 1.5–3 °C for the majority of Czech streams by the year 2050
231 in comparison to reference temperatures recorded in 1975. It was assumed that there
232 would be a resulting increase in ice-free water surfaces over past decades and this
233 is supported by the long-term increased preference for wintering at industrial waters
234 compared to running waters (e.g. Common Coot, Great Crested Grebe). No such
235 significant trend was observed for fishponds and reservoirs. The increasing industrial
236 water sites preference corresponds with Musilová et al. (2015), who investigated
237 the long-term trends of waterbird species at the site level. Their research showed, that
238 both the annual mean of species richness per site and the annual mean of total
239 waterbirds number per site showed a long term increase over the 1966–2013 period.
240 However, the total numbers on individual wetlands in the Czech Republic increased
241 until the 1990s, but have not increased since. Species richness also increased in many
242 monitored sites – 119 of 532, while no significant changes occurred in 405 sites
243 and species richness decreased in only 8 sites of 532. Total numbers of wintering
244 waterbirds increased at 91 investigated sites and decreased at 42 sites, while
245 no significant changes in total numbers were found in 399 of 532 wetlands. Their
246 research also found, that the wetland type and mean January day temperature were

247 the most important factors affecting total numbers, species richness and the trend
248 in total numbers. In regards to the distribution of individuals and species of wintering
249 waterbirds, standing water sites hosted fewer individuals and species than running water
250 sites, and an increasing trend in total numbers was common for running water areas.
251 Within our results, there likely occurred a saturation of existing wintering sites
252 and waterbird populations were forced to move to less favourable wetlands.
253 The wintering waterbird numbers distribution appears to have a density dependence
254 regulation.

255 The different water types vary on several levels. For the purposes of this study,
256 the major difference is regarding the options for food resources. In general, there
257 is a direct proportion between the water trophy and the amount of food resources,
258 up to the limit of hypertrophy (Musil et al., 2001). Water's trophic state index goes
259 from oligotrophic waters (a low nutrient content), through mesotrophic and eutrophic
260 waters to hypereutrophic waters with an extremely high nutrient content (Carlson,
261 1977). Among the 4 monitored water types, running waters show the lowest numbers
262 of nutrients, with fishponds being mostly eutrophic, sometimes hypereutrophic.
263 The reservoirs vary in the trophic state index due to their climatic location. While their
264 increased water depth should help to keep the trophic index lower, some of the largest
265 Czech water reservoirs (e.g. Novomlýnské nádrže, Brněnská přehrada) tend not
266 to be very deep (Hrdinka, 2004). This results in their trophic index increasing rapidly,
267 especially during summer months, which causes increased vegetation growth,
268 producing enough biomass for winter months. Littoral vegetation can not only provide
269 food for the Common Coot (*Fulica atra*) or Common Moorhen (*Gallinula chloropus*),
270 they can also benefit from the possibility of finding a winter shelter in the remaining
271 on-shore and off-shore emergent. Hypertrophic conditions result in elimination

272 of zoobenthos, which makes a difficulty especially for diving duck species that are
273 typically benthophagous (Snow & Perrins, 1998).

274 Generally, there is not a uniform opinion on wetland type preference for waterfowl.
275 Bolduc & Afton (2004) state that water depth and oxygen penetration are the variables
276 that best segregated habitat characteristics resulting in maximum densities of common
277 waterbird species. Environmental changes such as eutrophication or wetland habitat
278 genesis may affect the abundance of birds regionally rather than across entire flyways
279 (Ma et al., 2010). Lehtikoinen (2013) reviews other studies stating that breeding
280 waterbird populations specifically occupying wetlands subject to excessive
281 eutrophication have recently shown a dramatic decline in breeding numbers
282 in Finland, which cannot be explained by other factors. Our results showed
283 herbivorous, omnivorous and benthivorous species preferring industrial waters, which
284 may be caused by less eutrophic hydrological conditions over fishponds or more
285 peaceful environment (sandpit lakes often surrounded by trees and bushes)
286 over running waters. There was not observed industrial waters preference
287 for piscivores, which can be explained by a lower density of fish in reservoirs,
288 industrial waters and running waters in comparison to fishponds.

289 Gregušová (2015) demonstrated a positive correlation of waterbird numbers
290 and abundance of zoobenthos which supports Musil et al. (2001) stating hypetrophic
291 water conditions eliminating benthic populations. Littoral vegetation is often
292 mechanically removed from fishponds (Musil et al., 2001) creating less beneficial
293 environment for some herbivorous or shelter-seeking species (e.g. Common Coot,
294 Common Moorhen), which corresponds with Common Coot showing a moderate
295 decline at running waters and fishponds in favour of industrial waters (strong
296 increase). Our northern species' reservoirs preference results correspond with Bílý

297 et al. (2006), who observed that deep and large reservoirs with rugged banks hosted
298 northern diving species (Goosander, Common Goldeneye *Bucephala clangula*, Velvet
299 Scoter *Melanitta fusca*, black-throated diver *Gavia arctica*), a moderate increase at all
300 water types except for fishponds was shown for Common Goldeneye in our study.
301 While fishponds were characterized by Mallard and the largest fishponds also by Bean
302 Goose (*Anser fabalis*) and white-fronted goose (*Anser albifrons*), see Bílý et al. (2006),
303 we could not observe any provable trend for Geese species. That may be caused
304 by the fact that suitable Geese species feeding areas can be situated also out
305 of the monitored area, i.e. 1-km buffer zone surrounding study sites, where birds can
306 fly to forage, which was demonstrated for Mallard and Common Teal (*Anas crecca*)
307 by Guillemain et al. (2002). Therefore the bird numbers on individual sites may not
308 always reflect their food preferences. Increasing numbers of Mallard at all water types
309 in comparison to stable numbers at fishponds were not explained. There
310 is an increasing trend in preference at reservoirs and industrial waters for species that
311 are less conservative regarding wintering sites (e.g. Greater Scaup *Aythya marila*,
312 Black-headed Gull *Chroicocephalus ridibundus*, Bean Goose, White-fronted Goose,
313 White-tailed Eagle, Great Cormorant). New water reservoirs and especially industrial
314 water habitats were built over the last fifty years, which influences our results.

315

316 **Acknowledgments**

317 We are indebted to all those who have volunteered in International Waterbird Census
318 (IWC) counts as well as to the census IWC co-ordinators in the Czech Republic
319 (i.e. Bohuslav Urbánek, Vladimír Fiala, Āestmír Folk, Josef Křen, Ivana Kožená
320 and Jitka Pellantová). We are also grateful to Philip Jurjevich and Carolyn Pimm
321 for language improvements.

322

323 **References**

324 Adam M., Musilová Z., Musil P., Zouhar J., Romportl D., 2015: Long-term changes
325 in habitat selection of wintering waterbirds: high importance of cold weather
326 refuge sites. *Acta Ornithol.* 50: 127–138.

327 Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A., 1992: *Bird Census Techniques*. Academic
328 Press, London.

329 Bílý M., Mourková J., Bergmann P., 2006: Spatial distribution and habitat preferences
330 of wintering waterfowl in Central Bohemia. *Acta Zoologica, Academiae*
331 *Scientarum Hungaricae* 54, 95–109.

332 Boere G. C., Galbraith C. A., Stroud D. A., 2006: *Waterbirds Around the World*.
333 The Stationery Office, Edinburgh.

334 Bolduc F., Afton A. D., 2004: Relationships Between Wintering Waterbirds
335 and Invertebrates, Sediments and Hydrology of Coastal Marsh Ponds.
336 *Waterbirds* 27: 333–341.

337 Brázdil R., Dobrovolný P., Luterbacher J., Moberg A., Pfister C., Wheeler D., Zorita
338 E., 2010: European climate of the past 500 years: new challenges for historical
339 climatology. *Climatic Change* 101: 7–40.

340 Brown M., Dinsmore J. J., 1986: Implications of marsh size and isolation for marsh
341 bird management. *J. Wildlife Manage.* 50: 392–397.

342 Carlson R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22:
343 361–369.

344 Chytil J., Hakrová P., Hudec K., Jandová J., Pellantová, J. (eds), 1999: *Wetlands*
345 *of the Czech Republic – inventory of wetlands in the Czech Republic*. Czech
346 Ramsar Committee, Mikulov, Czech Republic.

347 Dalby L., Fox A. D., Petersen I. K., Delany S., Svenning J. C., 2013: Temperature
348 does not dictate the wintering distributions of European dabbling duck species.
349 Ibis 155: 80–88.

350 Fouque C., Guillemain M., Schricke V., 2009: Trends in the numbers of Coot *Fulica*
351 *atra* and wildfowl *Anatidae* wintering in France and their relationship with
352 hunting activity at wetland sites. *Wildfowl. Special Issue 2*: 42–59.

353 Fox A. D., Ebbinghe B. S., Mitchell C., Heinicke T., Aarvak T., Colhoun K., Clausen
354 P., Dereliev S., Faragó S., Koffijberg K. et al., 2010: Current estimates of goose
355 population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends.
356 *Ornis Svecica* 20: 115–127.

357 Gilissen N., Haanstra L., Delany S., Boere G., Hagemeyer W., 2002: Numbers
358 and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic
359 and Southwest Asia in 1987, 1988 and 1999. Results from the International
360 Waterbird Census. *Wetlands International Global Series No. 11*, Wetlands
361 International, Wageningen, The Netherlands.

362 Gregušová K., 2015: Vplyv potravnej ponuky bezstavovcov na výskyt vodných vtákov
363 na rybníkách. Master's thesis. Masarykova univerzita, Brno, 57 s.

364 Guillemain M., Fritz H., Duncan P., 2002: Foraging strategies of granivorous dabbling
365 ducks wintering in protected areas of the French Atlantic coast. *Biodivers.*
366 *Conserv.* 11: 1721–1732.

367 Hrdinka T., Vlasák P., Havel L., Mlejnská E., 2015: Possible impacts of climate
368 change on water quality in streams of the Czech Republic, *Hydrological*
369 *Sciences Journal* 60: 192–201.

370 Hrdinka T., 2004: Antropogenní jezera České republiky. Master's thesis. Univerzita
371 Karlova, Praha, 115 pp.

- 372 Keller V., 2011: The Switzerland as the wintering area for waterbirds. Avifauna Report
373 Sempach 6: 64 pp.
- 374 Kershaw M., Cranswick P. A., 2003: Numbers of wintering waterbirds in Great
375 Britain, 1994/1995–1998/1999: I. Wildfowl and selected waterbirds. Biol.
376 Conserv. 111: 91–104.
- 377 Klein Tank A. M. G., Wijngaard J. B., Können G. P., Böhm R., Demarée G., Gocheva
378 A., Petrovic P., 2002: Daily dataset of 20th-century surface air temperature
379 and precipitation series for the European Climate Assessment. Int. J. Climatol.
380 22: 1441–1453.
- 381 Knutson M. G., Sauer J. R., Olsen D. A., Mossman M. J., Hemesath L. M., Lannoo
382 M. J., 1999: Effects of landscape composition and wetland fragmentation
383 on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin,
384 U.S.A. Conserv. Biol. 13: 1437–1446.
- 385 Lehtikoinen A., Jaatinen K., Vähätalo A. V., Clausen P., Crowe O., Deceuninck B.,
386 Hearn R., Holt C. A., Hornman M., Keller V., Nilsson L., Langendoen T.,
387 Tománková I., Wahl J., Fox A. D., 2013: Rapid climate driven shifts
388 in wintering distributions of three common waterbird species. Glob Change
389 Biol 19: 2071–2081.
- 390 Lemoine N., Bauer H. G., Peintinger M., Böhning-Gaese K., 2007: Effects of climate
391 and land-use change on species abundance in a central European bird
392 community. Conserv. Biol. 21: 495–503.
- 393 Ma Z., Cai Y., Li B., Chen J., 2010: Managing wetland habitats for waterbirds:
394 an international perspective. Wetlands 30: 15–27.
- 395 Maclean I. M. D., Austin G. E., Rehfisch M. M., Blew J., Crowe O., Delany S., Devos
396 K., Deceuninck B., Günther K., Laursen K., Van Roomen M., Wahl J., 2008:

397 Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance
398 of birds in winter. *Global Change Biology* 14: 2489–2500.

399 Musil P., Musilová Z., Fuchs R., Poláková S., 2011: Long-term changes in numbers
400 and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966–2008.
401 *Bird Study* 58: 450–460.

402 Musil P., Darolová A., Jureček, J., Musilová Z., Podhrázský M., Slabeyová K., 2008:
403 The long-term trends in numbers of wintering geese in the Czech Republic
404 and Slovakia in 1991–2007. *Tichodroma* 20: 61–67.

405 Musil P., Cepák J., Hudec K., Zárybnický J., 2001: The long-term trends
406 in the breeding waterfowl populations in the Czech Republic. OMPO, Institute
407 of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy, 120 s.

408 Musilová Z., Musil P., Zouhar J., Romportl D., 2015: Long-term trends, total numbers
409 and species richness of increasing waterbird populations at sites on the edge
410 of their winter range: cold-weather refuge sites are more important than
411 protected sites. *J Ornithol*: 1–10.

412 Musilová Z., Musil P., Poláková S., Fuchs R., 2009: Wintering ducks in the Czech
413 Republic: changes in their population trends and distribution. *Wildfowl Special*
414 *Issue 2*: 73–85.

415 Naugle D. E., Higgins K. F., Nusser S. M., Johnson W. C., 1999: Scale-dependent
416 habitat use in three species of prairie wetland birds. *Landscape Ecol.* 14: 267–
417 276.

418 Newton I., 1998: *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.

419 Nilsson L., 2008: Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl
420 in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18: 135–226.

- 421 Novický O., et al., 2009: Teploty vody v tocích České republiky (Water temperature
422 in the rivers of the Czech Republic. T. G. Masaryk Water Research Institute,
423 Praha, 135 pp.
- 424 Palmgren P., 1936: Über die Vogelfauna der Binnengewässer Alands. Acta Zool.
425 Fenn. 17: 1–59.
- 426 Pannekoek J., Van Strien A. J., 2005: TRIM 3 Manual (TRends and Indices
427 for Monitoring Data). Statistics Netherlands, Voorburg, The Netherlands.
- 428 Paracuellos M., 2006: How can habitat selection affect the use of a wetland complex
429 by waterbirds? Biodiversity and Conservation 15: 4569–4582.
- 430 Pavón-Jordán D., Fox A. D., Clausen P., Dagys M., et al., 2015: Climate-driven
431 changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU
432 protected areas. Divers. Distrib. 21: 571–582.
- 433 Rey Benayas J. M., Colomer M. G. S., Levassor C., 1999: Effects of area,
434 environmental status and environmental variation on species richness per unit
435 area in Mediterranean wetlands. J. Vege. Sci. 10: 275–280.
- 436 Ridgill S. C., Fox A. D., 1990: Cold Weather Movements of Waterfowl in Western
437 Europe. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau.
- 438 Schummer M. L., Kaminski R. M., Raedeke A. H., Graber D. A., 2010: Weather-
439 Related Indices of Autumn-Winter Dabbling Duck Abundance in Middle North
440 America. The Journal of Wildlife Management 74: 94–101.
- 441 Shafer C. L., 1990: Nature Reserves. Island Theory and Conservation Practice.
442 Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- 443 Skov H., Heinänen S., Zydalis R., et al., 2011: Waterbird Populations and Pressures
444 in the Baltic Sea. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

445 Snow D. W., Perrins C. M., 1998: The Birds of the Western Palearctic, Concise
446 Edition. Oxford University Press, Oxford, 1831 pp.

447 Švažas S., Meissner W., Serebryakov V., Kozulin A., Grishanov G., 2001: Changes
448 of Wintering Sites of Waterfowl in Central and Eastern Europe. OMPO
449 & Institute of Ecology, Vilnius.

450 Thomas Ch. D., Gillingham P. K., Bradbury R. B., Roy D. B., Anderson B. J., Baxter
451 J. M., Bourn N. A. D., Crick H. Q. P., Findon R. A., Fox R., Hodgson J. A.,
452 Holt A. R., Morecroft M. D., O'Hanlon N. J., Oliver T. H., Pearce-Higgins
453 J. W., Procter D. A., Thomas J. A., Walker K. J., Walmsley C. A., Wilson R. J.,
454 Hill J. K., 2012: Protected areas facilitate species' range expansions. *Proc Natl*
455 *Acad Sci USA* 109: 14063–14068.

456 Tolasz R. et al., 2007: Climate atlas of Czechia. Palacký University Olomouc,
457 Olomouc.

458 Van Roomen M., Laursen K., Van Turnhout Ch., Van Winden E., Blew J., Eskildsen
459 K., Günther K., Hälterlein B., Kleefstra R., Potel P., Schrader S., Luerssen G.,
460 Ens B. J., 2012: Signals from the Waddensea: Population declines dominate
461 among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal*
462 *Management* 68: 79–88.

463 Wetlands International, 2015: Waterbird Population Estimates. Available
464 at: wpe.wetlands.org (accessed 10 March 2015).

465 Wetlands International, 2006: Waterbird population estimates. Fourth Edition.
466 Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

467 Wettstein W., Schmid B., 1999: Conservation of arthropod diversity in montane
468 wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation
469 on butterflies and grasshoppers. *J. Appl. Ecol.* 36: 363–373.

470 Wooldridge J. M., 2005: Simple solutions to the initial conditions problem in dynamic,
471 nonlinear panel data models with unobserved heterogeneity. *J. Appl. Econ.* 20:
472 39–54.

473 Table 1: List of investigated species

Common name	Latin name	Diet	Similarity	Czech trend (1966-2015)	Czech population estimates	Latitude
Mute Swan	<i>Cygnus olor</i>	vegetation	0,366	0,0030	3250	50,5
Bean Goose	<i>Anser fabalis</i>	vegetation	0,009	0,0233	7500	67,3
White-fronted Goose	<i>Anser albifrons</i>	vegetation	0,113	0,1807	31350	70,5
Greylag Goose	<i>Anser anser</i>	vegetation	0,475	0,1210	3250	54,0
Eurasian Wigeon	<i>Anas penelope</i>	vegetation	0,344	0,0645	245	61,5
Gadwall	<i>Anas strepera</i>	vegetation	0,252	0,1091	160	49,5
Common Teal	<i>Anas crecca</i>	omnivorous	0,531	-0,0275	725	54,5
Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>	omnivorous	0,203	0,0092	110700	53,5
Common Pochard	<i>Aythya ferina</i>	omnivorous	0,266	0,0051	1350	49,0
Tufted Duck	<i>Aythya fuligula</i>	omnivorous	0,422	0,0611	5050	58,0
Greater Scaup	<i>Aythya marila</i>	omnivorous	-0,191	0,0492	93	65,0
Velvet Scoter	<i>Melanitta fusca</i>	invertebrate	0,649	0,0601	68	63,5
Common Goldeneye	<i>Bucephala clangula</i>	invertebrate	0,389	0,0178	1340	58,5
Smew	<i>Mergus albellus</i>	fish	0,372	0,0446	90	63,0
Goosander	<i>Mergus merganser</i>	fish	0,301	0,0235	3450	60,0
Little Grebe	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	invertebrate	0,465	-0,0190	590	43,3
Great Crested Grebe	<i>Podiceps cristatus</i>	fish	0,340	0,0087	290	48,0
Great Cormorant	<i>Phalacrocorax carbo</i>	fish	0,195	0,0929	11300	50,0
Great White Egret	<i>Egretta alba</i>	fish	0,278	0,1666	845	45,0
Grey Heron	<i>Ardea cinerea</i>	fish	0,204	0,0318	2400	54,0
Common Moorhen	<i>Fulica atra</i>	omnivorous	0,254	-0,0122	10750	50,5
Common Coot	<i>Gallinula chloropus</i>	omnivorous	0,222	-0,0053	560	44,5
Black-headed Gull	<i>Larus canus</i>	invertebrate	-0,109	0,0399	2750	60,5
Common Gull	<i>Larus ridibundus</i>	invertebrate	0,469	-0,0051	12150	54,0
large gulls	<i>Larus cachinans/argentatus</i>	fish	0,271	0,1526	3900	53,5
White-tailed Eagle	<i>Haliaeetus albicilla</i>	fish	0,119	0,0696	150	56,5
Common Kingfisher	<i>Alcedo atthis</i>	fish	0,414	0,0316	240	48,5
White-throated Dipper	<i>Cinclus cinclus</i>	invertebrate	0,500	0,0192	650	53,5

474

475 Table 2: Correlation matrix results of additive range of change at reservoirs, fishponds,
 476 industrial waters, running waters and all investigated wetlands

	Reservoirs	Fishponds	Industrial waters	Running waters
Fishponds	0.706*			
Industrial waters	0.641*	0,626*		
Running waters	0.674*	0.826*	0.579*	
All wetlands	0.830*	0.808*	0.523*	0.882*

477 * $p < 0.05$

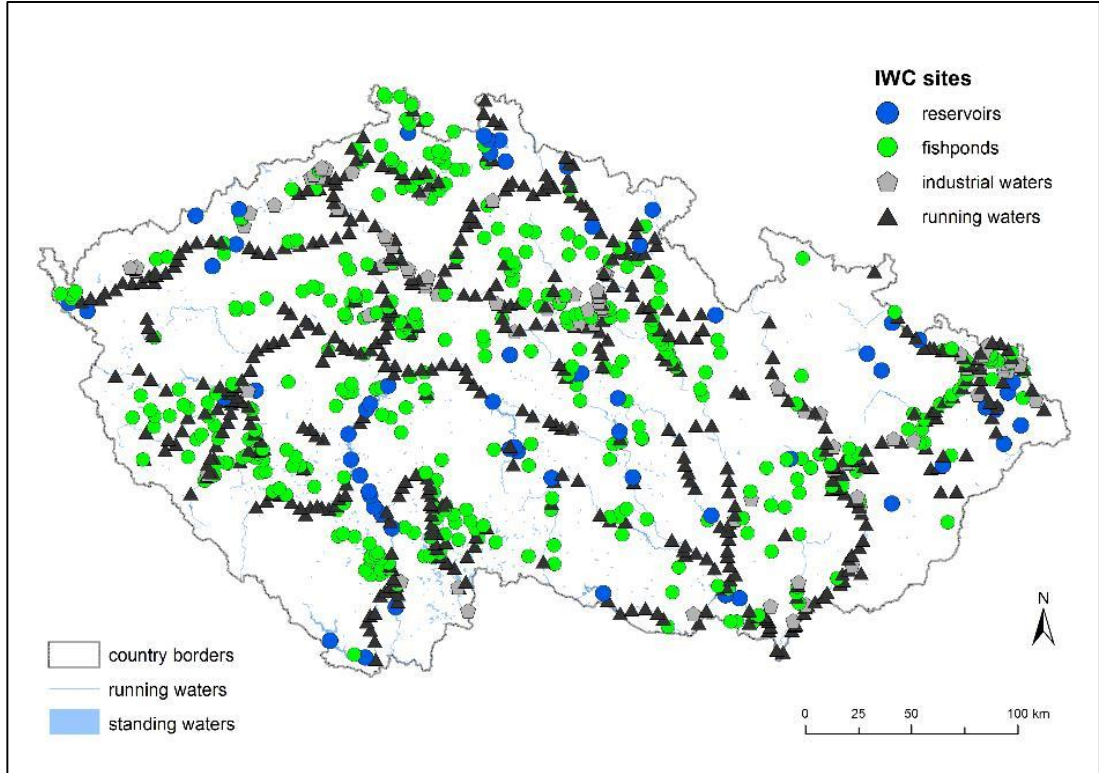
Table 3: Multinomial logistic regression results of water type preference.

	Fishponds	Industrial waters	Reservoirs	Running waters
Constant	-5.209 (42.76)	-189.1* (78.52)	-45.81* (22.53)	ref.
year	0.00269 (0.0206)	0.0930* (0.0394)	0.0208 (0.0110)	ref.
fish-eating	ref.			
benthophagous	13.15 (39.73)	240.6** (81.58)	47.89 (36.33)	ref.
herbivores	-20.28 (38.40)	183.7** (66.76)	20.63 (22.16)	ref.
omnivores	-49.56 (51.57)	184.6*** (51.82)	35.29 (33.95)	ref.
similarity	-3.348 (2.158)	-4.087*** (0.780)	-4.087*** (0.949)	ref.
trend	-702.0 (625.3)	1178.6 (1122.9)	237.0 (230.3)	ref.
population estimate	-0.00322 (0.157)	0.124 (0.0652)	-0.156* (0.0743)	ref.
latitude	-0.0228 (0.0538)	0.0118 (0.0383)	0.0923** (0.0315)	ref.
fish-eating × year	ref.			
benthophagous × year	-0.00657 (0.0198)	-0.119** (0.0407)	-0.0239 (0.0182)	ref.
herbivores × year	0.0104 (0.0193)	-0.0916** (0.0333)	-0.0102 (0.0110)	ref.
omnivores × year	0.0253 (0.0258)	-0.0925*** (0.0260)	-0.0173 (0.0169)	ref.
year × trend	0.350 (0.311)	-0.588 (0.561)	-0.119 (0.114)	ref.
$p(\text{food} \times \text{year})$	<0.0001			
Observations	11,033,894			

Notes: (i) Robust standard errors in parentheses (clustered at the level of individual species). (ii) * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Trend - trend in numbers in the Czech Republic (1966–2015), Latitude – Mean breeding latitude (Snow and Perrins 1998),

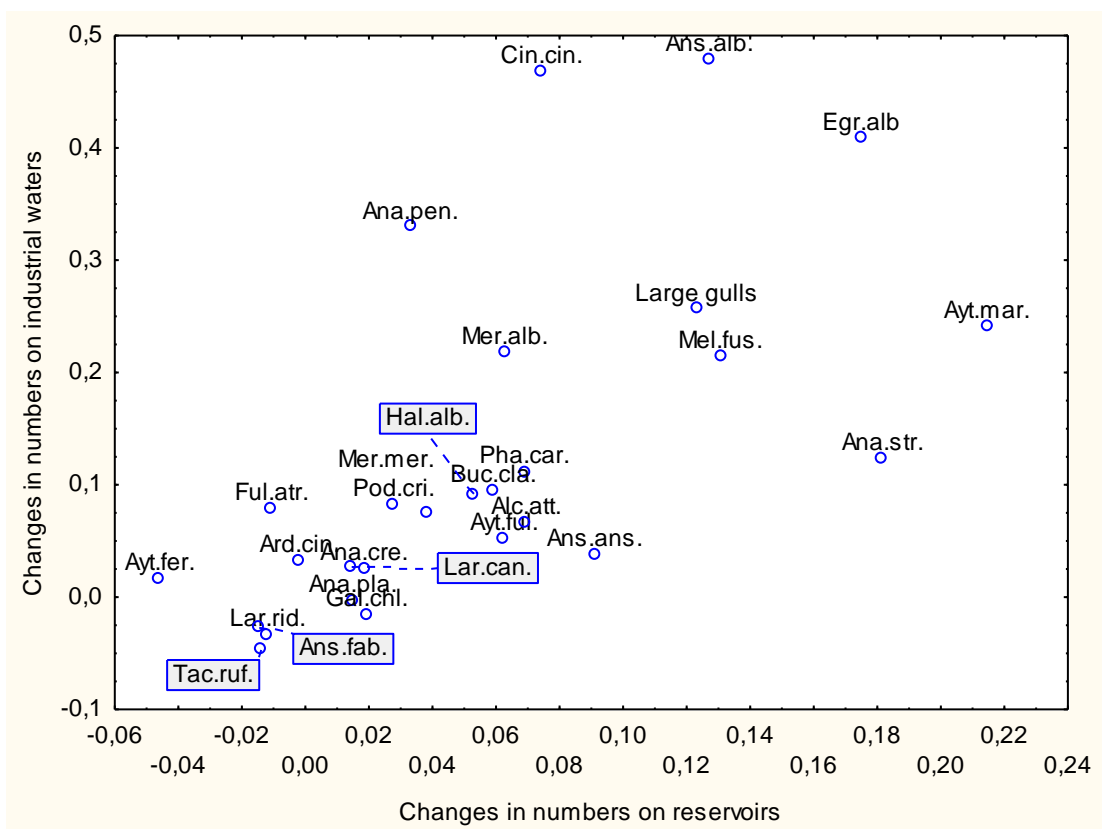
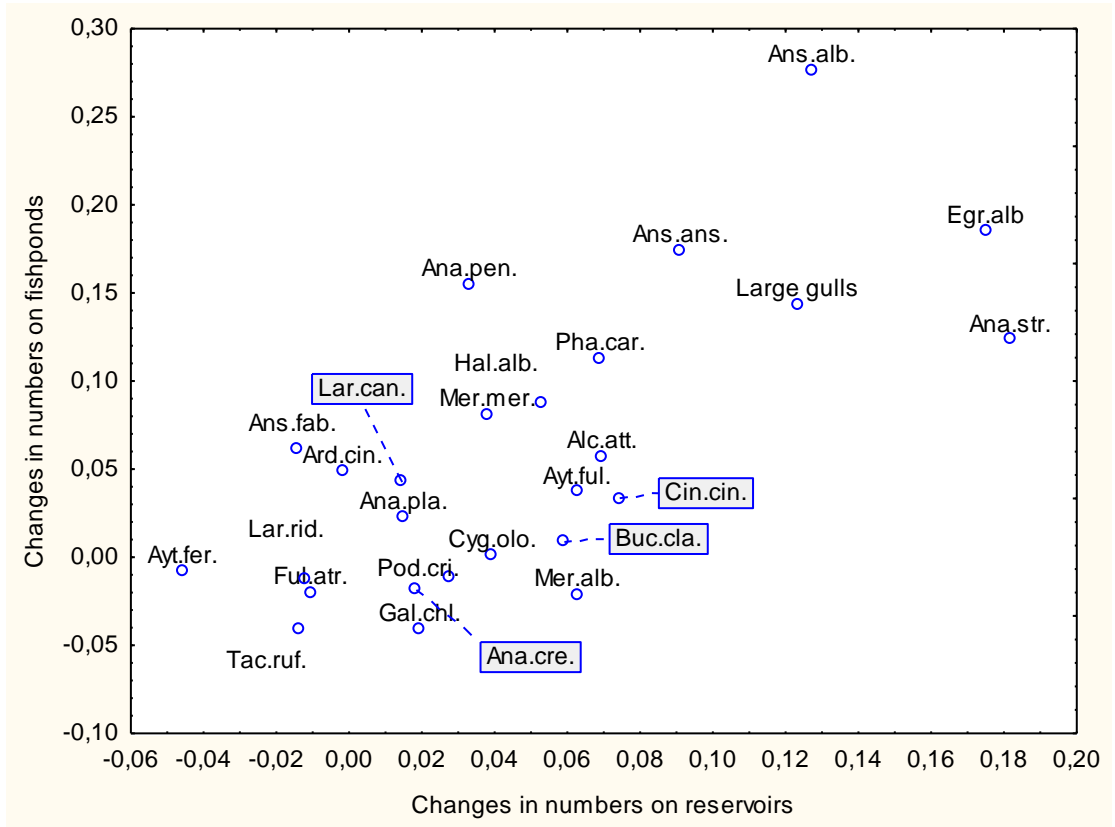
480 Figure 1: Distribution of International Water Census monitoring sites in the Czech Republic

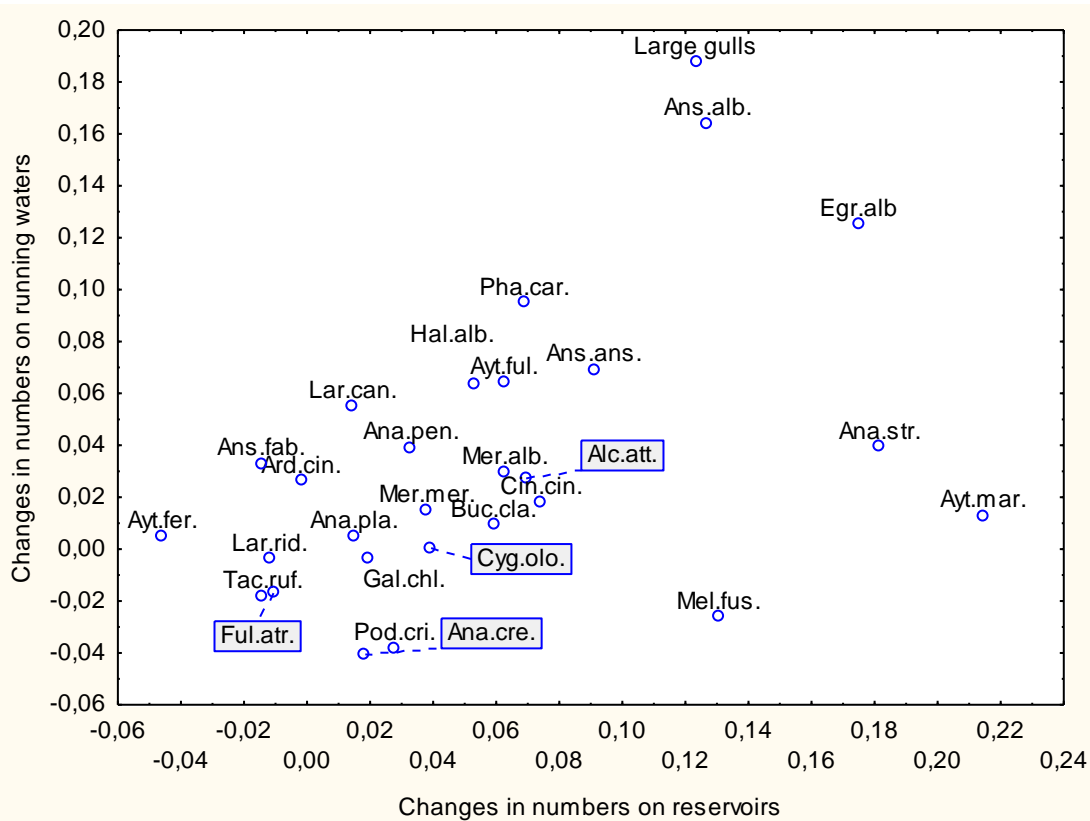


481
482
483

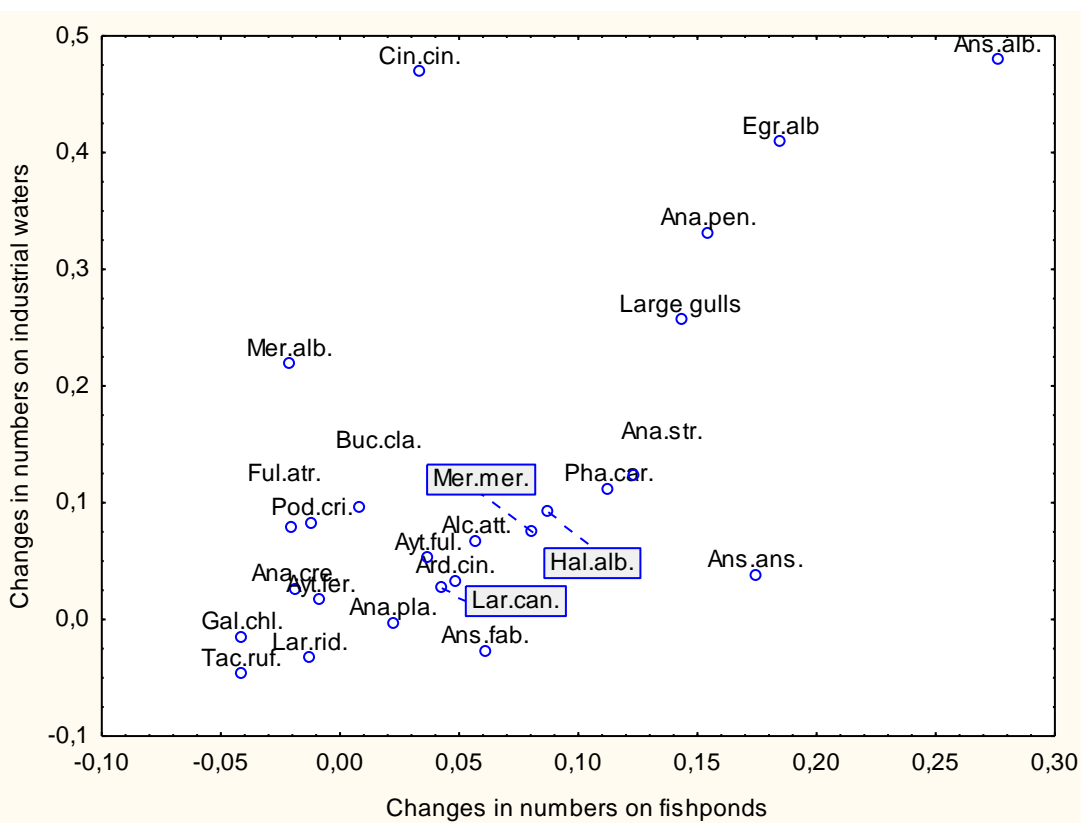
484 Figure 2: Relationship between changes in numbers of individual species (additive rate
 485 of change) at reservoirs, fishponds, industrial waters and running waters and overall changes
 486 in numbers at all wetlands.

487

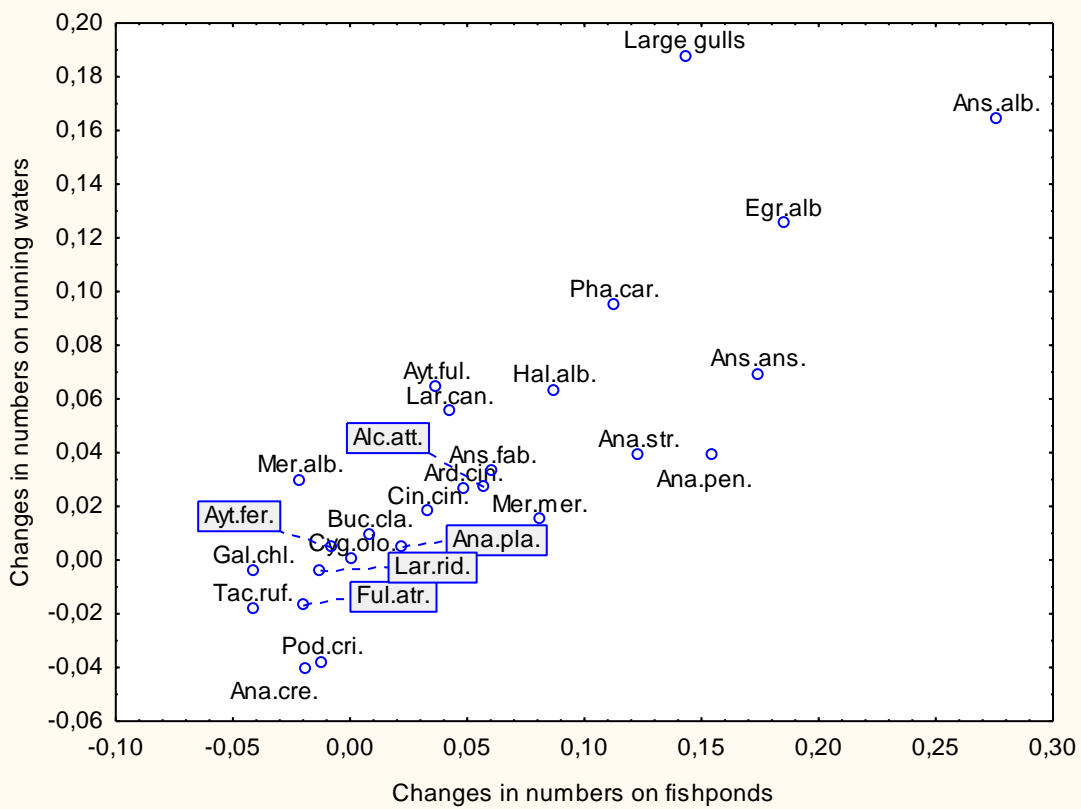




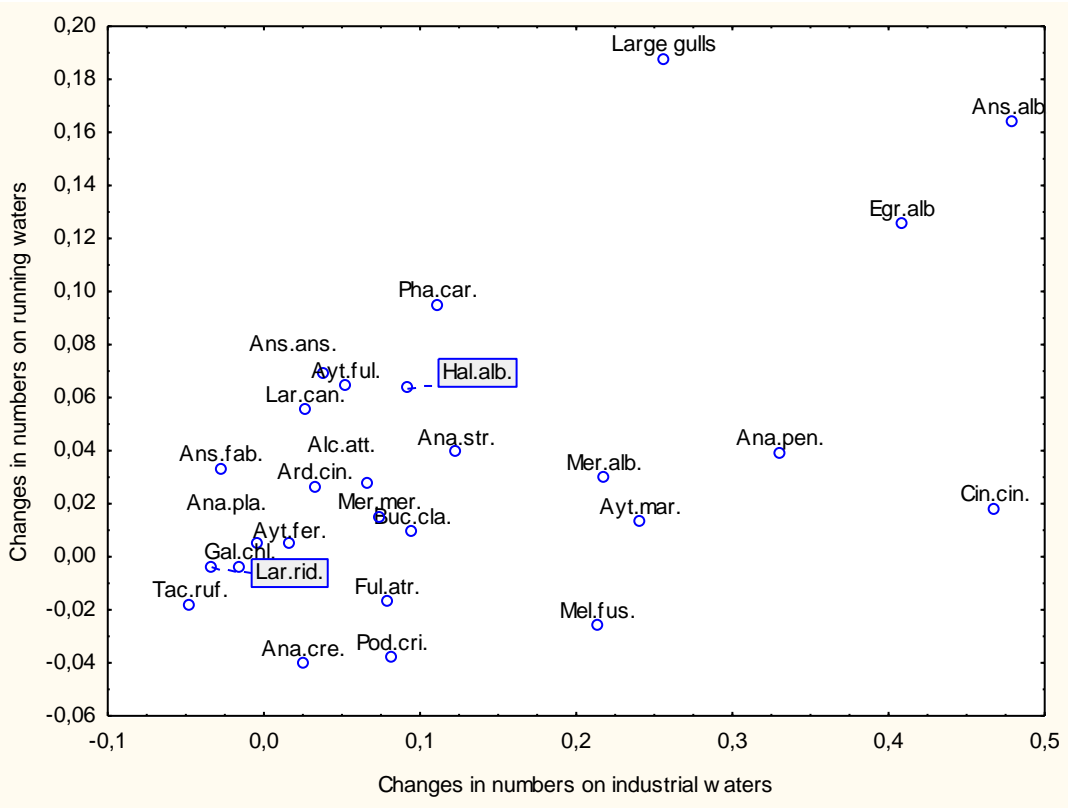
490



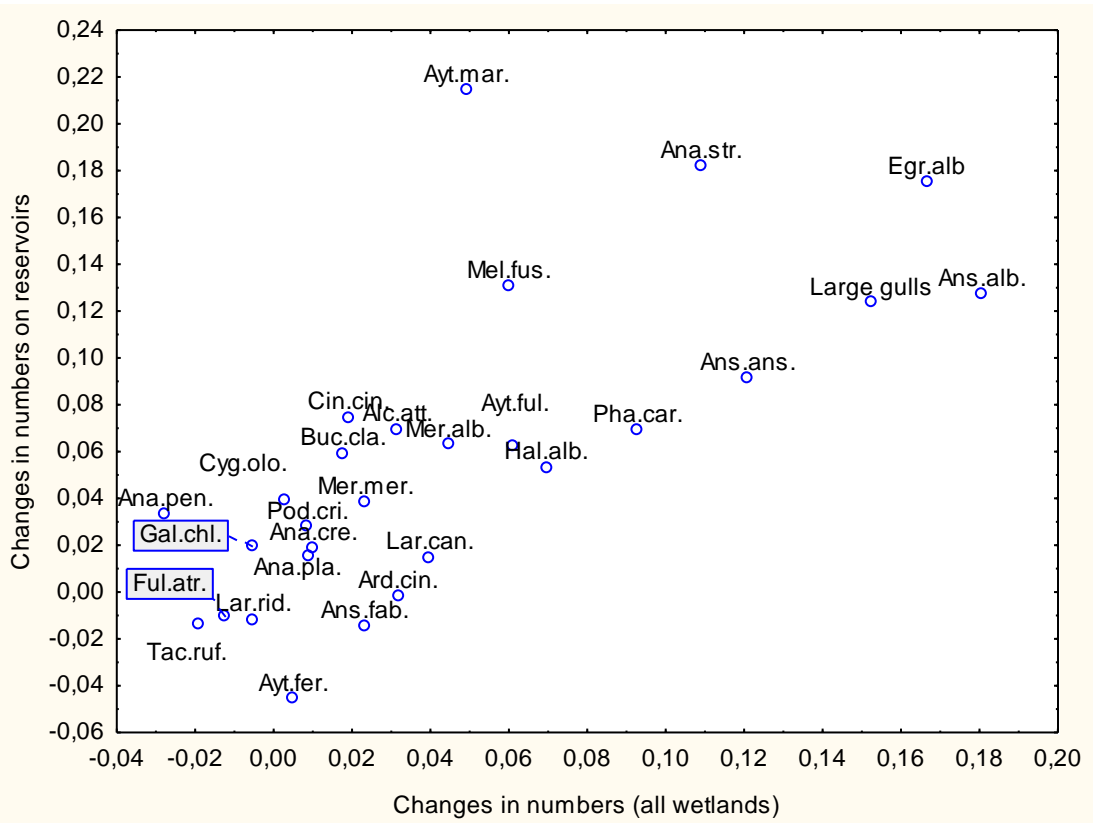
491



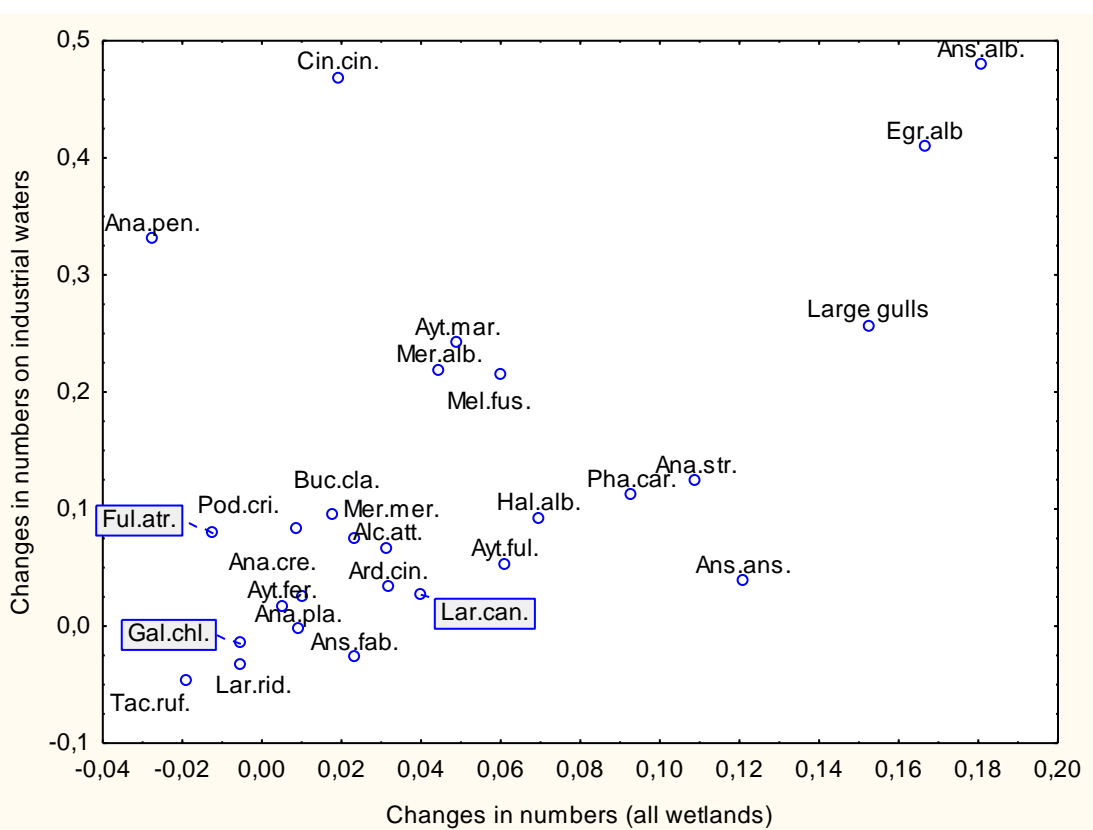
492



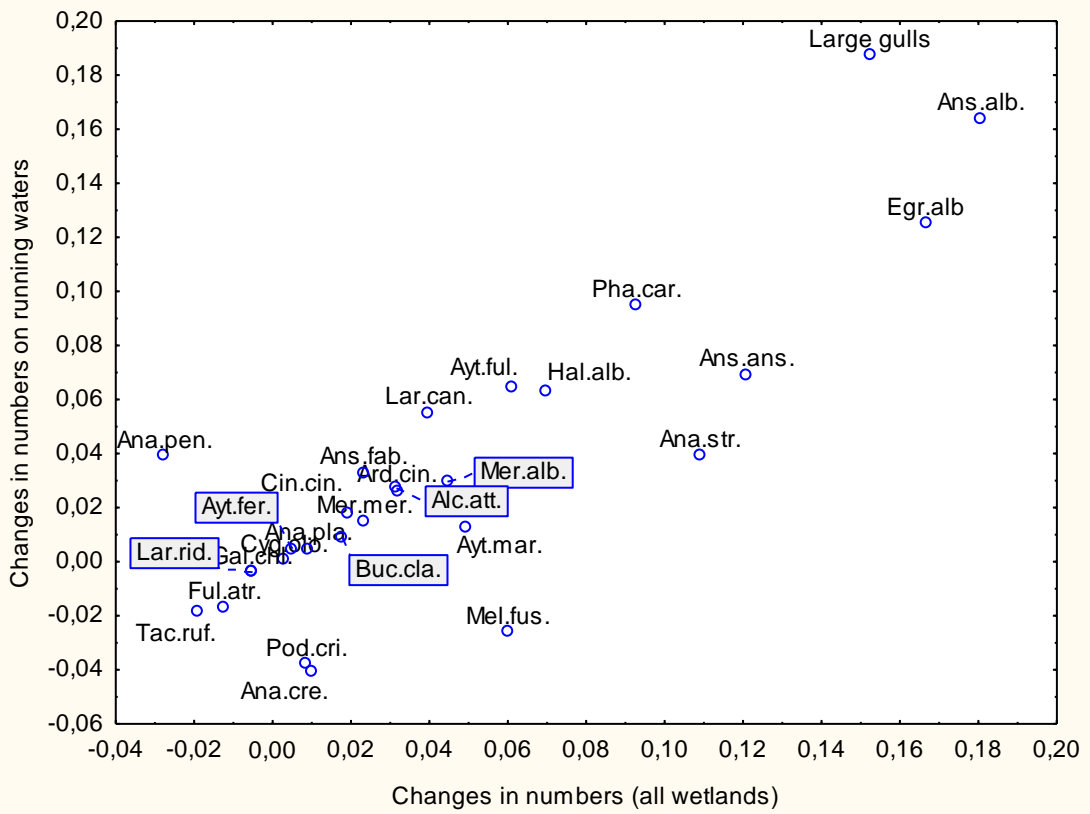
493



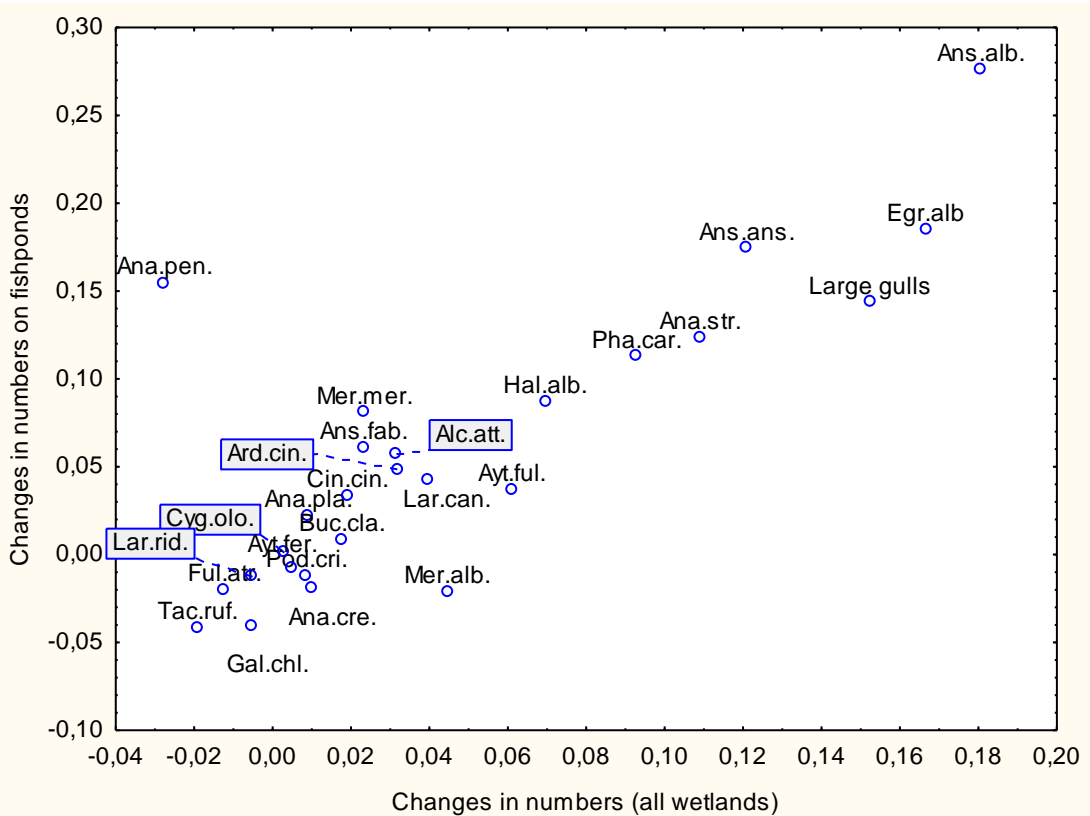
494



495



496



497

SHRNUTÍ

Cílem této práce bylo zodpovědět stanovené hypotézy. Bylo předpokládáno, že existují dlouhodobé změny v početnosti a distribuci vodního ptactva na jednotlivých typech vodních ploch, vznikající v souvislosti s oteplením evropského klimatu a vzhledem k nasycení některých stanovišť vhodných k zimování. Také bylo předpokládáno, že rozmístění jedinců a druhů bude ovlivněno potravní specializací a odlišnými stupni míry eutrofizace na jednotlivých typech vod, jež jsou pro některé druhy vysoce důležitým prvkem.

Pomocí softwaru TRIM 3.54 byla provedena analýza trendů početnosti. V souladu s literaturou byl prokázán rostoucí trend v početnosti zimujících vodních ptáků v České republice. Distribuce byla vyhodnocena následovně: U přehradních nádrží nebyl zaznamenán jiný průkazný trend než stabilita (3 druhy) či mírný nárůst (12 druhů), 13 druhů vykazovalo trend nejistý (neprokazatelný). V rybníčních ekosystémech bylo rozdělení trendů rovnoměrnější, 5 druhů vykazovalo silný nárůst početnosti, 5 druhů mírný nárůst, 5 druhů stabilitu, 4 druhů mírný pokles a 7 druhů vykazovalo trend nejistý. Na průmyslových vodách jsme zaznamenali silný nárůst u 4 druhů, mírný nárůst u 6 druhů, stabilní stav u 4 druhů, mírný pokles u 2 druhů a nejistý trend u 12 druhů. Na tekoucích vodách jsme, stejně jako na rybnících, pozorovali spíše nárůst početnosti. 6 druhů vykazovalo silný nárůst, 12 druhů mírný nárůst, 4 druhy stabilní stav, 5 druhů mírný pokles a pouze 1 druh měl výsledek neprokazatelný.

V rámci preference typů vod bylo zjištěno, že průmyslové vody jsou vyhledávány oproti rybožravým druhům spíše druhy býložravými, všežravými a druhy živíci se vodními bezobratlými. Druhy s celkově nižší početností a druhy severské vyhledávají spíše přehrady než tekoucí vody. Nárůst preference průmyslových vod směřoval k potvrzení hustotní závislosti.

LITERÁRNÍ ZDROJE

ADAM M., MUSILOVÁ Z., MUSIL P., ZOUHAR J., ROMPORTL D., 2015: Long-term changes in habitat selection of wintering waterbirds: high importance of cold weather refuge sites. *Acta Ornithol.* 50: 127–138.

AUSTIN G. E., REHFISCH M. M., 2005: Shifting nonbreeding distributions of migratory fauna in relation to climate change. *Global Change Biology* 11: 31–38.

BATT B. D. J., AFTON A. D., ANDERSON M. G., ANKNEY C. D., JOHNSON D. H., KADLEC J. A. & KRAPU G. L. (eds.), 1992: *Ecology and Management of Breeding Waterfowl*. University of Minnesota Press, Minneapolis and London, 635 s.

BENGTSON S.-A., 1971: Variations in clutch-size in ducks in relation to the food supply. *Ibis* 113: 523–526.

BERGMANN P., 1998: Vliv klimatických podmínek na zimující vodní ptactvo. *Sylvia* 34: 40–52.

BROOKS J. L., DODSON S. I., 1965: Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28–35.

CALVER M., LYMBERY A., MCCOMB J., BAMFORD M., 2009: *Environmental Biology*. Cambridge University Press, Melbourne, 671 s.

CARLSON R. E., 1977: A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 2361–369.

CARPENTER S. R., KITCHELL J. F., 1993: *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press, Cambridge, 385 s.

CARPENTER S. R., KITCHELL J. F., HODGSON J. R., 1985: Cascading trophic interactions and lake productivity: fish predation and herbivory can regulate lake ecosystems. *Bioscience* 35: 634–9.

CARTER G. S., NALEPA T. F., REDISKE R. R., 2006: Status and trends of benthic populations in a coastal drowned river mouth lake of Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 32: 578–595.

DALBY L., FOX A. D., PETERSEN I. K., DELANY S., SVENNING J. C., 2013: Temperature does not dictate the wintering distributions of European dabbling duck species. *Ibis* 155: 80–88.

DLASKOVÁ A., 2009: Rozmístění a využití jezer po těžbě štěrkopísků ve středním Polabí. Bakalářská práce, Univerzita Karlova, Praha, 62 s. Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Hrdinka, PhD.

DODDS W. K., 2006: Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51: 671–680.

DODDS W. K., JONES J. R., WELCH E. B., 1998: Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32: 1455–1462.

DURINCK J., SKOV H., JENSEN F. P., PIHL S., 1994: Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract no. 2242/90-09-01. Ornis Consult report.

FOX A. D., EBBINGE B. S., MITCHELL C., HEINICKE T., AARVAK T., COLHOUN K., CLAUSEN P., DERELIEV S., FARAGÓ S., KOFFIJBERG K. et al., 2010: Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.

FOLK Č., KOŽENÁ I., KŘEN J., 1984: Mezinárodní sčítání vodních ptáků na území ČSSR. Sborník referátů „Vodní ptactvo a jeho prostředí v ČSSR“, Brno: 30–33.

GILISSEN N., HAANSTRA L., DELANY S., BOERE G. & HAGEMEIJER W., 2002: Numbers and distribution of wintering waterbirds in the Western Palearctic and Southwest Asia in 1987, 1988 and 1999. Results from the International Waterbird Census. Wetlands International Global Series 11, Wetlands International, Wageningen, 182 s.

GREGUŠOVÁ K., 2015: Vplyv potravnjej ponuky bezstavovcov na výskyt vodných vtákov na rybníkách. Diplomová práca, Masarykova univerzita, Brno, 57 s. Vedoucí práce: Mgr. Jan Sychra, Ph.D.

HRBÁČEK J., DVOŘÁKOVÁ M., KOŘÍNEK V., PROCHÁZKOVÁ L., 1961: Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of the zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 14: 192–5.

HRDINKA T., 2004: Antropogenní jezera České republiky. Diplomová práce, Univerzita Karlova, Praha, 115 s. Vedoucí práce: Prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.

HUDEC K., 2010. Historie Mezinárodního sčítání vodního ptactva (IWC) v ČR. *Aythya* 3: 1.

KELLER V., 2011: The Switzerland as the wintering area for waterbirds. *Avifauna Report Sempach* 6: 64.

KERSHAW M., CRANSWICK P.A., 2003: Numbers of wintering waterbirds in Great Britain, 1994/1995–1998/1999: I. Wildfowl and selected waterbirds. *Biol. Conserv.* 111: 91–104.

KŘÍŽ V., 1999: Vodní nádrže a jezera České republiky. Tematický sešit, zeměpis. Atelier Milata, Ostrava, 32 s.

KUIJKEN E., 2006: A short history of waterbird conservation. In: BOERE G. C., GALBRAITH C. A., STROUD D. A. [eds]: Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, 52-59.

LA SORTE F. A., THOMPSON F. R., 2007: Poleward shifts in winter ranges of North American birds. *Ecology* 88: 1803–1812.

LEHIKOINEN A., JAATINEN K., 2012: Delayed autumn migration in Northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 153: 563–570.

LEHIKOINEN A., JAATINEN K., VÄHÄTALO A. V., CLAUSEN P., CROWE O., DECEUNINCK B., HEARN R., HOLT C. A., HORNMAN M., KELLER V., NILSSON L., LANGENDOEN T., TOMÁNKOVÁ I., WAHL J., FOX A. D., 2013: Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Glob Change Biol* 19: 2071–2081.

LINNMAN G., 1983: Seasonal eutrophication by wildfowl in basins isolating from the sea. *Hydrobiologia* 103: 159–163.

LUNDBERG C., 2005: Eutrophication in the Baltic Sea - from area-specific biological effects to interdisciplinary consequences. Dizertační práce. Åbo Akademi University, Turku, 166 s.

MUSIL P., PICHLOVÁ R., VESELÝ P., CEPÁK J., 1997: Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed in South Bohemia (Czech Republic). *Wetlands International Publications* 43: 169–175.

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, 120 s.

MUSIL P., CEPÁK J., 2004: Vývoj početnosti hnízdních populací vodních ptáků v ČR a jeho možné příčiny. *Ochrana přírody* 59: 294–297.

MUSIL P., MUSILOVÁ Z., 2010: Trendy početnosti zimujících vodních ptáků v ČR (1966–2008). *Aythya* 3: 31–58.

MUSIL P., MUSILOVÁ Z., FUCHS R., POLÁKOVÁ S., 2011: Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966–2008. *Bird Study* 58: 450–460.

NEVEROVA-DZIOPAK E., KOWALEWSKI Z., 2013: New approach to trophic state assessment of running waters in Poland. *Meteorology Hydrology and Water Management Research and Operational Applications* 2013: 15–21.

NILSSON L., 2008: Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006. *Ornis Svecica* 18: 135–226.

PANNEKOEK J., VAN STRIEN A. J., 2005: TRIM 3 Manual (TRENDS and INDICES for Monitoring Data). Statistics Netherlands, Voorburg, The Netherlands.

PARACUELLOS M., 2006: How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity and Conservation* 15: 4569–4582.

PARMESAN C., 2006: Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 37: 637–669.

PAVÓN-JORDÁN D., FOX A. D., CLAUSEN P., DAGYS M., et al. 2015. Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Divers. Distrib.* 21: 571–582.

RAINIO R., LAAKSONEN T., AHOLA M. et al., 2006: Climatic responses in spring migration of boreal and arctic birds in relation to wintering area and taxonomy. *Journal of Avian Biology* 37: 507–515.

SCHINDLER D. W., 1974: Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science* 184: 897–9.

SEICHE K., GERDEAUX D., GWIAZDA R., LÉVAI F., MUSIL P., NEMENONOKS O., STROD T., CARSS D., 2012: Cormorant-fisheries conflicts in Carp pond areas in Europe and Israel. NERC Centre for Ecology & Hydrology on behalf of COST, 112 s.

SHAFFER C. L., 1990: Nature Reserves. Island Theory and Conservation Practice. Smithsonian Institution Press, Washington, London, 189 s.

SKOV H., HEINÄNEN S., ŽYDELIS R., et al., 2011: Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 203 s.

SNOW D. W., PERRINS C. M., 1998: The Birds of the Western Palearctic, Concise Edition. Oxford University Press, Oxford, 1831 s.

ŠVAŽAS S., MEISSNER W., SEREBRYAKOV V., KOZULIN A., GRISHANOV G., 2001: Changes of Wintering Sites of Waterfowl in Central and Eastern Europe. OMPO & Institute of Ecology, Vilnius, 149 s.

ŠTĚRBOVÁ I., 1987: Rybníkářství v Třeboňské pánvi. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Praha, 106 s. Vedoucí práce: Prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc.

ŠTÝS S. et al., 1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL – Nakladatelství technické literatury, Praha, 680 s.

TERBORGH J., ESTES J. A., 2009: Trophic Cascades. Island Press, Washington D.C., 488 s.

TOMÁNKOVÁ I., HARROD C., FOX A. D., REID N., 2013a: Chlorophyll-a concentrations and macroinvertebrate declines coincide with the collapse of overwintering diving duck populations in a large eutrophic lake. *Freshwater Biology* 59: 249–56.

TOMÁNKOVÁ I., BOLAND H., REID N., FOX A. D., 2013b: Assessing the extent to which temporal changes in waterbird community composition are driven by either

local, regional or global factors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23: 343–355.

URBÁNEK B., 1966: The first experiences in the Waterfowl Counts in Czechoslovakia. *Proc. Int. Conf. on Wildfowl. Research and Conservation, Brno 1965*: 177–182.

VAN ROOMEN M., LAURSEN K., VAN TURNHOUT Ch., VAN WINDEN E., BLEW J., ESKILDSEN K., GÜNTHER K., HÄLTERLEIN B., KLEEFSTRA R., POTEL P., SCHRADER S., LUERSSSEN G., ENS B. J., 2012: Signals from the Waddensea: Population declines dominate among waterbirds depending on intertidal mudflats. *Ocean & Coastal Management* 68: 79–88.

VOLLENWEIDER R. A., 1968: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Paris, 159 s.

WETLANDS INTERNATIONAL, 2015: Waterbird Population Estimates. Available at: wpe.wetlands.org (accessed 10 December 2015).

WINFIELD D. K., WINFIELD I. J., 1994: Possible competitive interactions between overwintering tufted duck (*Aythya fuligula* (L.)) and fish populations of Lough Neagh, Northern Ireland: evidence from diet studies. *Hydrobiologia* 279–280: 377–386.

YALLOP M., O'CONNELL M., BULLOCK R., 2004: Waterbird herbivory on a newly created wetland complex: potential implications for site management and habitat creation. *Wetlands Ecology and Management* 12–5: 395–408.