

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ



## Účinnost umělých hnízdišť pro vodní pernatou zvěř

Efficiency of artificial nesting for water fowl

Diplomová práce

**Diplomant: Irena Pomezná**

**Vedoucí diplomové práce: doc. Ing. Jaroslav Červený, CSc.**

2012

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem uvedenou diplomovou práci na téma „Účinnost umělých hnízdišť pro vodní pernatou zvěř“ vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury.

V Praze dne 15. 4. 2012

.....

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Katedra ochrany lesa a myslivosti

Fakulta lesnická a dřevařská

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Pomezná Irena

Lesní inženýrství

Název práce

**Účinnost umělých hnízdišť pro vodní pernatou zvěř**

Anglický název

**Efficiency of artificial nesting for water fowl.**

---

### Cíle práce

Vyhodnocení účinnosti budování umělých hnízdišť pro vodní pernatou zvěř ve vybraném regionu ČR

### Metodika

Popis sledovaného území. Popis získávání dat a zvolené metodiky. Interpretace získaných výsledků ve vztahu k populační dynamice vodní pernaté zvěře ve sledovaném území. Vyhodnocení dosažených výsledků vhodnými statistickými metodami.

### Harmonogram zpracování

1. Literární přehled do konce prosince 2011.
2. Metodika sledování a popis sledovaného území do konce ledna 2012.
3. Dokončení terénního sledování a vyhodnocení dosažených výsledků do konce února 2012.
4. Předložení předběžného rukopisu do konce března 2012.
5. Odevzdání svázané konečné verze práce do konce dubna 2012.



### **Rozsah textové části**

cca 50 stran

### **Klíčová slova**

vrubozobí, hnízdní úspěšnost, umělá hnízda

---

### **Doporučené zdroje informací**

Hudec, K., Černý, W.: Fauna ČSSR, Ptáci 3/I a 3/II. Praha, Academia, 1983

Šťastný K., Bejček V., Hudec K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. 2001-2003. Aventinum. 463 str.

Zasadil P. [ed.], 2001: Ptačí budky a další způsoby zvyšování hnízdních možností ptáků. Metodická příručka č. 20. ČSOP Praha.

časopis Myslivost

časopis Svět myslivosti

časopis Sylvia

---

### **Vedoucí práce**

Červený Jaroslav, doc. Ing., CSc.

### **Konzultant práce**

ing. František Havránek, CSc.

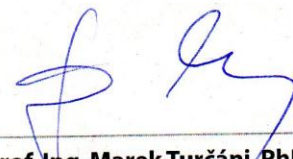
### **Termín odevzdání**

duben 2012



**prof. Ing. Marek Turčáni, PhD.**

Vedoucí katedry



**prof. Ing. Marek Turčáni, PhD.**

Děkan fakulty

V Praze dne 15.4.2012

---

## **Abstract**

Objective of the solution is assessment of successfulness of the program and particularly determination of both technical, and organisational weak points of its implementation, and subsequently compilation of recommendations, which would lead to further increase of effectiveness regarding installing of nest boxes in present landscape.

Following items have been selected as the most significant factors affecting probability of occupation of the boxes by ducks: box design (hypothesis non-confirmed), insertion of bedding to box (hypothesis non-confirmed), height of box installation above the water (hypothesis confirmed), distance of box from bank (hypothesis confirmed), distances between boxes (hypothesis non-confirmed), predation intensity (hypothesis confirmed), pond size (hypothesis confirmed), pond environment - forest x open landscape, reed growth in the pond, bank wood guidance (hypothesis confirmed), recreation pressure (hypothesis confirmed), feeding of ducks (hypothesis non-confirmed), discharge of ducks (hypothesis confirmed), kill rate in the hunting ground (hypothesis confirmed), kill rate within ORP (hypothesis non-confirmed), fish breeding intensity (hypothesis non-confirmed), and trends in box occupancy intensity within several years (hypothesis non-confirmed).

Specified characteristics have been obtained firstly by discussing with game managers in particular hunting grounds, and secondly by field inspections. Potential of mathematical statistical assessment and predicative capability of such gained materials differs acc. to data nature, and possibility of data quantification; only index was used in certain cases.

Based on this thesis and literature research, the methodological recommendation for implementation of subsidy title of CR Ministry of Agriculture “Nest Boxes for Water Birds” has been compiled.

## **PODĚKOVÁNÍ**

Ráda bych na tomto místě poděkovala všem, kteří mi pomohli při vypracování této diplomové práce.

Zejména bych chtěla poděkovat vedoucímu práce a konzultantovi za odborné vedení diplomové práce, za cenné rady a připomínky v průběhu výzkumu a zpracování získaných dat.

# 1. Obsah

1. Obsah	7
2. Úvod	8
3. Literární přehled	9
4. Metodika	35
4.1. Sběr dat	35
4.2. Hodnocení dat	36
5. Výsledky	38
5.1. Matematicko statistické hodnocení	38
5.2. Grafické hodnocení (BOX GRAPH)	44
6. Diskuze	49
7. Závěr	52
8. Seznam literatury	54

## 2. Úvod

Stavy spárkaté zvěře a predátorů v současné kulturní krajině ČR v posledních desetiletích se enormně zvýšily – jedná se o mnohanásobky stavů, které se zde v předcházejících periodách (deseti až padesátiletých) vyskytovaly. Na druhé straně došlo ke zhroucení populací zvěře drobné, zřejmě v důsledku smrtícího mixu antropogenních faktorů a destabilizovaných mezidruhových vazeb.

Pokles stavů je registrován především u zajíce a koroptve. Úbytek bažantů a také kachen je v mysliveckých statistikách i povědomí více nebo méně překrýván vypouštěním jedinců z intenzivních chovů. Tato skutečnost však situaci spíše zhoršuje, než aby přispívala ke stabilizaci přírodních populací. V případě kachny divoké, stejně jako u řady dalších druhů lovných i hájených druhů kachen, je populační dynamika významně ovlivňována ztrátou vhodných hnízdních stanovišť a narůstajícím predačním tlakem v období reprodukce. Kromě toho jsou kachny lokálně ohrožovány botulizmem, hovoří se i o možnosti eroze genofondu zapojováním jedinců z intenzivních chovů do reprodukce ve volnosti.

Jednou z cest, jak zmírnit negativní vliv výše popsaných faktorů, především snižování rozsahu a kvality hnízdních stanovišť a snížit predační tlak na snůšky, je instalace umělých hnízdišť – budek na vhodných lokalitách. Jedná se o tradiční a osvědčenou ekotechnickou pomůcku, která byla u nás i v zahraničí úspěšně ověřena již před několika desítkami let.

Ministerstvo zemědělství proto zařadilo zajištění umělých hnízdišť v honitbách do programu „Příspěvky na vybrané činnosti mysliveckého hospodaření“.

Předkládaná práce si v závislosti na výše uvedené klade za cíl vyhodnotit úspěšnost programu a především indikovat technicky i organizačně slabá místa jeho realizace a zpracovat doporučení, která by přispěla k dalšímu zvýšení efektivity instalace hnízdních budek v současné krajině.



### 3. Literární přehled

Problematika ochrany vodní pernaté zvěře, jejího životního prostředí a především hnízdišť (přirozených i umělých) je v ČR i v zahraničí trvalým zdrojem zájmu a různých teoretických i praktických řešení. To je způsobeno vývojem populační dynamiky vybraných druhů, v našem případě kachen. Hlavním reprezentantem této skupiny je v ČR kachna divoká (*Anas platyrhynchos*). Šťastný a kol. (2002) popisuje kachnu divokou jako trvale hnízdící druh na celém území ČR od nížin až do výšek nad 1000 m n. m. Její početnost se až do konce 70. let minulého století trvale zvyšovala, i když místy už byl zaznamenán pokles stavů (např. na jižní Moravě po provedení vodohospodářských úprav). V rozmezí let 1973-77 a 1985-89 došlo však na našem území k poklesu početnosti hnízdní populace v rozsahu 20 – 50 %. Rozhodující pro tento pokles byla zřejmě zima 1982-83, přesné příčiny nejsou však známy (rozhodně mezi ně však patří i propuknutí botulismu). Od té doby byly stavy doplňovány vypouštěním kachen z mysliveckých umělých chovů, což se projevuje i ve statistikách ulovené zvěře (Hudec K., Černý W., 1983; Šťastný K., Bejček V., 2006). Obraz rozšíření březňacky se přitom prakticky nezměnil. V letech 1985-89 hnízdilo v ČR 30 000 – 60 000 párů. Na tahu a v zimě je z našich kachen nejpočetnější a soustřeďuje se v tisícikusových hejnech.

#### Výskyt kachny divoké a početnost ve vybraných zemích Evropy

Je rozšířena v celé Evropě, je nejpočetnější a nejrozšířenější kachnou Evropy. Její početnost se odhaduje na 2,3 – 3,9 milionu párů, obecně je hustota osídlení vyšší na severu. Její adaptabilita se projevila mimo jiné i ve schopnosti žít v těsné blízkosti člověka. Odhady početností a vývojových populačních trendů: Rakousko 4000 – 6000 párů (trend 0), Belgie 20 000 – 30 000 (+1), Dánsko 20 000 (+1), Finsko 150 000 – 250 000 (0), Francie 30 000 – 60 000 (+1), Německo 100 000 – 500 000 (0), Řecko 1000 – 2000 (-1), Maďarsko 100 000 – 150 000 (0), Itálie 10 000 – 20 000 (0), Lucembursko 1000 – 1500 (+1), Nizozemí 200 000 – 400 000 (+1), Norsko 40 000 – 70 000 (0), Polsko 200 000 – 300 000 (0), Portugalsko 1000 – 10 000 (0), Irsko 19 000 (0), Slovensko 15 000 – 40 000 (0), Španělsko 64 450 – 100 000 (-1), Švédsko 75 000 – 150 000 (+1), Švýcarsko 10 000 – 20 000 (0), Velká Británie 100 000 – 130 000 (+2) (BirdLife International/European Bird Census Council 2000 in Šťastný a kol. 2002).

V klasifikaci evropských druhů ptáků podle stupně ohrožení (ETS) patří kachna divoká mezi druhy zajištěné. Dále je chráněna Bernskou úmluvou III, Bonnskou úmluvou II a dohodou AEWA. Podle směrnice ES patří kachna divoká do přílohy II a II.

Kvalitativním a kvantitativním vyhodnocením stavu životního prostředí vodní pernaté zvěře se zabýval Havránek, Musil (1997). Jako možné příčiny úbytku vodních ptáků uvádí úhyny v důsledku botulizmu, pozvolný úbytek hnízdních možností, úbytek a likvidace litorálních porostů, úbytek a likvidaci drobných mokřadů v okolí rybníků a zvýšení rybích osádek, spojené s přihnojováním rybníků, které je signalizováno například poklesem průhlednosti vody.

Významem hnízdní populace kachen a jejich přírůstku pro myslivost v regionu se zabýval Havránek, Holá (2005). Jako zástupce kachen potápivých byl vybrán polák velký, jehož migrace v čase a prostoru byly sledovány též ve třech oblastech. V okrese Třebíč (Častotice) bylo z označených mladých ptáků uloveno do konce doby lovu toho kterého roku 20 kusů ve vzdálenosti 0 - 5 km od místa označení, 0 ks ve vzdálenosti 6 - 100 km a ve vzdálenosti nad 100 km 7 ks. V pozdějších letech byl jeden polák uloven na místě značení po dvou letech, jeden polák po pěti letech a jeden polák po šesti letech. Na Bohdanečsku bylo ve vzdálenosti 0 - 5 km uloveno 30 ks, 6 - 10 km uloveny 2 ks, 11 - 30 km uloveny 4 ks, 31 - 50 km uloveno 5 ks, 51 - 100 km uloveny 2 ks. Na Budějovicku bylo do vzdálenosti 5 km uloveno 13 ks, do vzdálenosti 11 - 50 km pak 4 poláci velcí. Z uvedeného je zřejmé, že jak v případě označených kachňat (kachna divoká), tak v případě dospělých ptáků bylo nejvíce jedinců v roce označení uloveno do vzdálenosti 5 km (61,1% a 34,5%). Dále se ukázalo, že z označených zpětně hlášených kachňat bylo v dalších letech uloveno ve vzdálenosti do 5 km 58% ve druhém roce, 21% ve třetím roce, 13% ve čtvrtém roce, 5% v pátém roce, 2% v šestém roce, 0% v sedmém roce a 1% v osmém roce. U dospělých březňáček to potom bylo ve druhém roce 50%, ve třetím roce 22,6%, ve čtvrtém roce 14,5%, v pátém roce 8,1%, v šestém roce 3,2%, v sedmém roce 0%, v osmém roce 1,6%.

Není tedy pochyb o významu ochrany lokálních populací, cíleném zlepšování jejich hnízdních podmínek a to i z hlediska horizontu několika let.

Významem kvality prostředí (morfologie litorálu) pro úspěšnost hnízdění kachen se zabývali v řadě prací (Šťastný, Bejček 1987 in Havránek 2005). V letech 1978 až 1995 kontrolovali v Třeboňské pánvi celkem 59 ostrovů na 14ti rybnících a 5 deponiích

vyhrnutých kolmo na břeh směrem do rybníka. Při rybničních úpravách dochází k zásadním změnám kapacity prostředí pro vodní ptactvo a dramatickému poklesu hnízdních párů v lokalitě. Dokonce ještě po 15ti letech po vyhrnutí rybníka jsou ptačí společenstva kvalitativně o jednu třetinu a kvantitativně o dvě třetiny chudší, než na rybnících neporušených. Navíc je zde, vzhledem k horšímu hnízdnímu krytu, nižší úspěšnost vyhnízdění. Na rybníce dva roky po vyhrnutí byla zaznamenána hnízdní úspěšnost 32%, na rybníce 15 let po vyhrnutí 46% a na rybníce s dobře rozvinutou litorální vegetací 63%. Je tedy zřejmé, že úpravy rybníků a péče o prostředí jejich břehů mají podstatný význam pro chov pernaté zvěře. S nejvyšší koncentrací hnízd vodní pernaté zvěře se setkáváme především na ostrůvcích, kde je také nejvyšší úspěšnost vyhnízdění. Extrémní hustoty hnízd pocházejí z nejmenších ostrůvků o ploše několika desítek čtverečních metrů. Například na ploše 30 m<sup>2</sup> ostrůvku bylo nalezeno 9 hnízd (přepočtená hustota na 1 ha 4 000 hnízd). Hustota hnízd na 7 ostrůvcích o velikosti 10-70 m<sup>2</sup> dosahovala 140-4000/ha. Středně velké ostrovy o ploše 500 m<sup>2</sup> vykazovaly celkově hnízdní hustotu mezi 40-1380/ha a do 0,1 ha 10-500 hnízd. Na ostrovech do výměry 0,2 ha se hustota hnízd pohybovala od 10-320 hnízd a na ostrovech nad 0,2 od 50-300 hnízd. Samozřejmě hnízdní hustota na ostrovech závisí na celé řadě dalších faktorů, např. na velikosti rybníka, na vhodné potravní nabídce atd. Zásadní význam však má tvar a převýšení ostrova a typ vegetačního krytu. Mimořádně atraktivní jsou husté porosty maliníku a ostružiníku, dále třtin a ostřic, méně atraktivní se zdají čisté porosty kopřiv nebo zblochanové porosty. Potud tedy některé z nejvýznamnějších poznatků autorů Šťastného, Bejčka 1987.

Jaké počty kachen tedy odpovídají přirozené kapacitě prostředí a kolik kachen je nejvhodnější vypouštět, z hlediska velikosti a tvaru vodní nádrže? Prvním krokem pro zodpovězení této otázky bylo vyhodnocení morfologie čtyř rybníků (Havránek, Holá 2005), které patří mezi významná ptačí území v Evropě. Jednalo se o Horusický rybník, Velký a Malý Tisý, Dehtář a Řežabinec. Odpovídající poměr mezi délkou, tvarem pobřeží a výměrou rybníka totiž určuje základní potenciál pro hnízdění kachen, jak bylo dříve dokázáno. Uvedené rybníky, byly zvoleny jako model vhodného prostředí pro život vodního ptactva, i když i zde se projevuje komplex antropogenních faktorů. Na základě orientačních šetření byly získány údaje o délce jejich pobřežní linie s následujícími výsledky. Horusický rybník (výměra 430 ha) měl délku pobřežní linie 8,5 km a tedy počet

km břehu na 1 ha vodní plochy 0,0197 km/ha, v případě Velkého Tisého (výměra 317 ha) to bylo 13,0 km a 0,041 km/ha, Dehtáře (výměra 250ha) 9,2 km a 0,037 km/ha a v případě Řežabince (výměra 87 ha) to bylo 4,5 km a 0,052 km/ha. Na základě literárních údajů pak byla vypočtena pravděpodobná maximální hnízdni hustota na 1 km pobřeží. Pokud jsme vycházeli z předpokladu 8,9 hnízdniho páru na 1 ha pobřežních porostů (šířka 25 m), došli jsme k maximální koncentraci 22,2 páru/1 km. Za předpokladu, ostrova s výměrou 0,25 ha s pobřežní linií 0,3 km a hnízdni hustotou 35 párů/1ha výměry ostrova, připadá zde na jeden km břehu 29,2 párů kachen. Pro další úvahy jsme pak vyšli z maximální hnízdni hustoty 30 párů na 1 km břehu. Při úspěšnosti hnízdění 50%, to znamená 15 vyvedených hnízd. Dále jsme předpokládali, že z jednoho hnízda přežívá do podzimu maximálně 5 jedinců. Z uvedeného plyne, že odhadovaná maximální přirozená produkce kachen činí 75 ks/km břehu. Jestliže pak budeme předpokládat, že z vypuštěných třínedělních kačat 25% uhynie, lze stanovit limit počtu vypuštěných kachen na 100 ks na 1 km pobřeží rybníka s ideálním prostředím břehových porostů. Orientačně představuje kilometráž břehových porostů dobrého rybníka o výměře ha 0-5 ha: 0,1 km/ha hladiny, 50-150 ha: 0,05 km/ha, 150-250 ha: 0,04km/ha, 250-350 ha: 0,03km/ha, 3350 a více ha: 0,02 km/ha.

V ČR se danou problematikou – problematikou umělých hnízdíšť plováných i potápivých kachen zabýval Bouchner (1983), který uvádí: Umělá hnízdíště nacházejí své uplatnění zejména v současné době, kdy jsou často neuváženými zásahy do krajiny ničena rozptýlená přirozená hnízdíště. Kachny nemají kde hnízdit, a tak se přesunují na rybníky nebo jiné vodní nádrže. Zde pak stoupá hustota osídlení, ale ne vždy nacházejí kachny dostatek příležitostí ke hnízdění. Uměle vytvořené příležitosti ke hnízdění mohou tento nedostatek do značné míry odstranit.

Při ověřování několika typů umělých hnízdíšť byly kachnám divokým nabídnuty např. hromady klestu nebo chvojí, rákosové stříšky v podobě kužele stojícího na základně, orobincové stříšky v podobě podélně rozpůleného a na zemi ležícího kužele z vrbového proutí zhotovené kukaně, jaké se používaly pro hnízdění drůbeže, z vrbového proutí zhotovené tzv. holandské koše, které byly umístěné na dřevěné konstrukci nad hladinou vody a konečně prkenné budky, umístěné nad vodní hladinou obdobným způsobem jako holandské koše.

Proti očekávání byly všechny typy umělých hnízdíšť ležících na zemi na břehu či poněkud dále od vody, obsazovány daleko méně než typy umístěné nad vodou. Kachny je

sice ke hnízdění používaly, ale procento obsazení bylo jen nepatrné. Navíc mají všechny tyto typy hnízdišť dva základní nedostatky. Především je jejich životnost velmi krátká. Protože jsou zhotoveny z nepříliš pevného a trvanlivého materiálu, již za dva roky se vlivem povětrnostních vlivů rozpadají. Kromě toho jsou v nich snůšky ochráněny před útokem živočišných nepřátel a před některými klimatickými vlivy (stoupající hladina vody, průtrž mračen) právě tak málo, jako hnízda přirozená. Pozornosti vran např. neušly ani snůšky v proutěných kukaních, které byly zamaskovány v pobřežní vegetaci.

Daleko lepší výsledky v obsazování i v ochraně snůšek přinesly holandské koše a prkenné budky, umístěné na dřevěných konstrukcích nad vodou v okrajových porostech rákosin a orobince. Během šestiletého ověřování stoupalo množství obsazovaných košů a budek od 12 % do 42 % a za celé období nebyl zaznamenán ani jeden případ, kdy by byla snůška zničena živočišnými nepřáteli.

Budka se upevňuje na předem připravenou konstrukci z dřevěných kůlů, které je možno předem opatřit impregnačním nátěrem. Jejich délku je třeba volit podle místních podmínek (výška vodní hladiny od dna rybníka, vrstva bahna). Po důkladném zatlučení musí kůly vyčnívat nad vodu tak vysoko, aby dno budky zůstávalo i při stoupající hladině nejméně 20 cm nad vodou. Musí být asi 8 cm silné, 2 až 3 m dlouhé, na jednom konci zašpičatělé a ze zdravého dřeva. Dva zadní kůly jsou od sebe vzdáleny cca 30 cm a přibližně 20 cm nad maximální hladinou se k nim přibije příčně uložená lišta, na níž se pak uloží zadní strana budky. Zadní kůly se nechávají tak dlouhé, aby přečnívaly alespoň 10 cm nad střechu budky. Přední kůl se zatluče zhruba 55 cm od středu spojnice obou zadních kůlů a jeho výška se upraví na úroveň podpůrné lišty na zadních kůlech, tj. zhruba 20 cm nad hladinou. Budka se zadní částí položí na podpůrnou lištu a buď se k ní přibije hřebíky nebo se připevní drátem, omotaným kolem přečnívajících kůlů nad střechou. Přední část budky se zpevňující lištou se položí na přední kůl a přibije se k němu asi 10 cm dlouhým hřebíkem.

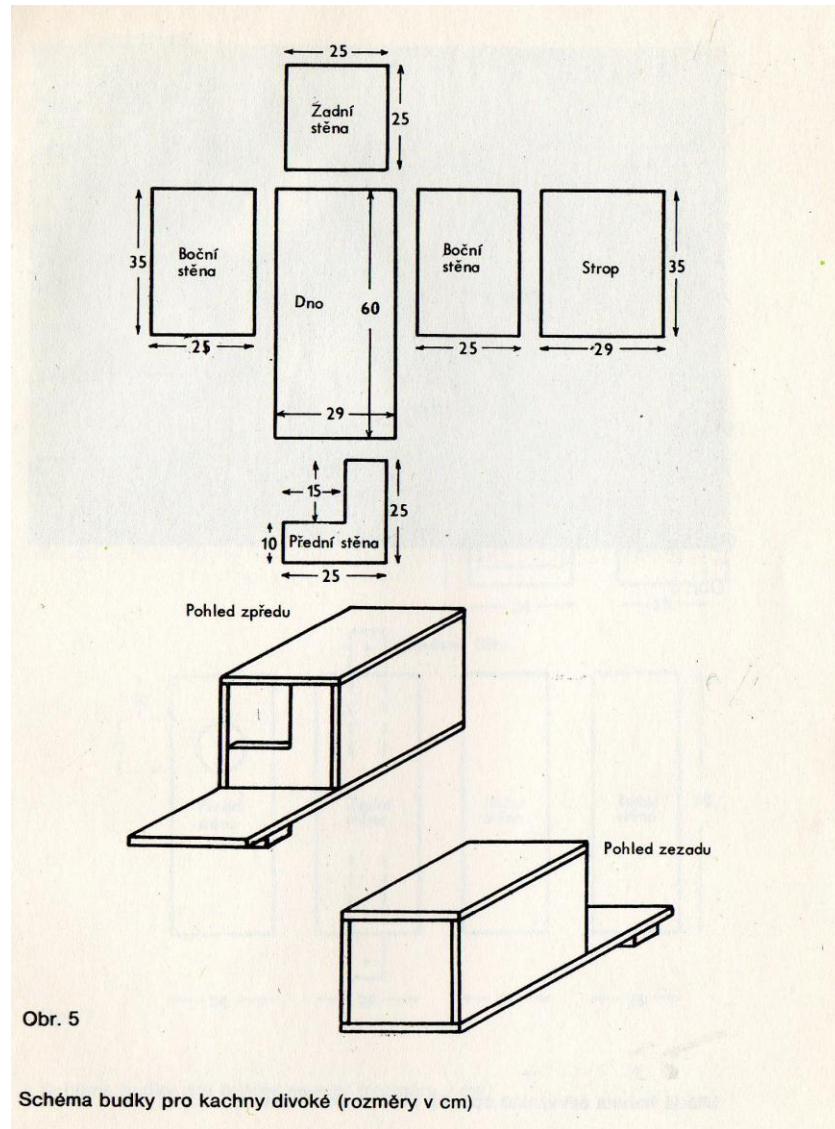
Při zhotovování konstrukcí a instalaci budek je nutné použít buď loďku, nebo práce provádět v zimě, když je hladina rybníků zamrzlá. Konstrukce však musí být ve dnu rybníka důkladně zakotvena a stejně pečlivě musí být budka připevněna. Do budky se vloží silnější vrstva suché trávy, případně i několik hrstí hrubších pilin a uprostřed se vykrouží mírný důlek.

Budky je třeba umisťovat několik metrů od břehu, pokud možno na poněkud krytém místě. Takové podmínky splňují např. okraje rákosových porostů, navazující na volnou hladinu (obr. 3). Budka může být rákosovými prosty chráněna ze stran, avšak vletový otvor, směřující vždy k volné hladině, musí zůstat nezakrytý. Pro dosavadní malé zkušenosti je velmi nesnadné stanovit odpovídající počet budek na určitou plochu. Proto by pro počáteční fázi instalace budek měla platit zásada, že jednotlivé budky mají být od sebe vzdáleny asi 50 m. Zde je zmiňován pouze jeden typ nosné konstrukce, který se osvědčil. Samozřejmě existuje mnoho dalších způsobů instalace budek nad vodou, kdy se může změnit uspořádání nosných kúlů i použitý materiál. Výroba jiných typů konstrukcí je odvislá od finančních a pracovních možností provozovatele. Pokud by se pro nosnou konstrukci použily např. kovové trubky, je zakotvení konstrukce ve dnu mnohem pevnější a celé zařízení také trvanlivější. Je třeba počítat s tím, že dřevěné kúly budou časem poškozeny vodou nebo ledem. Při použití kovových trubek může být budka upevněna jen na dvě nebo dokonce na jednu trubku (k zadní stěně budky se připevní kovové objímky, které se šroubem přichytí k nosné trubce). O to pevnější však musí být zakotvení trubek ve dnu rybníka.

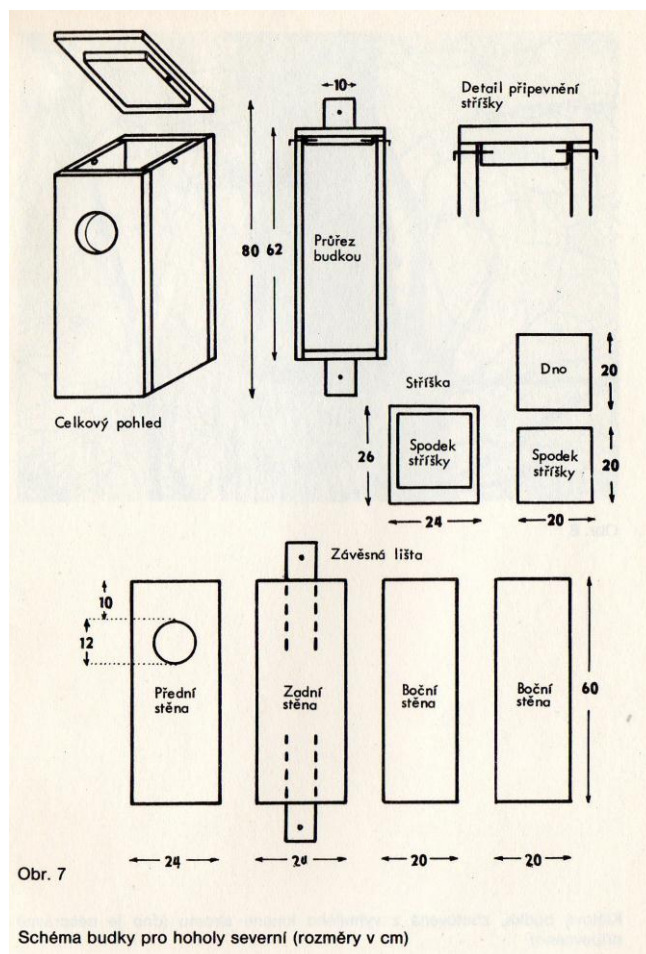
Zkušenosti z několikaletého pozorování ukázaly, že životnost budek je silně závislá na kvalitě použitého materiálu a jeho zpracování, i na způsobu instalace budek v terénu. Dobře zhotovené a zakotvené budky slouží bez náznaků vážnějšího poškození již 7 let a jejich životnost a provozuschopnost ještě několik let potrvá.

Určité problémy však vznikají tehdy, když jsou konstrukce s budkami umístěny na okrajích velkých rybníků, kde nejsou chráněny před větrem. Silné vlnobití může časem zakotvené kúly uvolnit a celou konstrukci vyvrátit. Stejně tak ovlivňuje stabilitu konstrukcí stoupající a klesající hladina v době zamrzání vod. Pohybem ledu jsou nosné konstrukce vytahovány ze dna rybníku. Největší nebezpečí však hrozí na velkých rybnících v době tání ledu, kdy jsou rozlámané kry větrem hnány proti konstrukcím. Všechny tři nosné kúly pak mohou být doslova odříznuty a budka zničena. Z toho důvodu je nutné vybírat místa pro umělá hnízdiště podle místních zkušeností, a pokud jde o velké vodní plochy, využívat hlavně krytých a klidných zátočin na závětrné straně (konec citace Bouchner 1983).

Obr. 1: Typ budky pro kachnu divokou (Bouchner 1983)



Obr. 2: Typ budky pro hohola severního (Bouchner 1983)



Šeplavý a kol. (2010) uvádí, že zvýšení stavů kachen divokých v honitbě nemusí být nutně provázeno pouze vypouštěním odchovaných kachen. Neméně důležitou součástí hospodaření s kachnou divokou je zlepšování přirozených přírodních podmínek pro její úspěšné hnízdění a obživu. K tomu patří tvorba hnízdního krytu a potravní nabídky. Značná část kachen se, podle sledování označených jedinců, pravidelně vrací na totéž hnízdiště. Také není vhodné v honitbách s větší výměrou vodních ploch, koncentrovat všechny hnízdní budky na jednom místě a vytvářet tak nepřirozená hnízdní sídliště, která pak vytvářejí podmínky pro stahování predátorů, napomáhají snadnému přenášení nákaz a zvyšují tlak na přirozenou úživnost v dané lokalitě. Proto je třeba počet hnízdních budek přiměřeně vztahovat ke konkrétní vodní ploše a ne k celkové výměře vodních ploch v honitbě.



Jako pasivní ochrana před predátory dobře poslouží hnízdní budky nebo koše umístěné na kůlech nad vodní hladinou. Půdorys budky by měl mít rozměry 30x40x30 cm, vletový otvor 15x15 cm. Před vletovým otvorem může být přistávací plošina (prodloužené dno) 25x30 cm. Ta sice usnadňuje nalétnutí kachny do budky, ale také se může stát místem pro přistání opeřených pleničů hnízd (především vrány). Při ověřování různých typů budek na Velkém Tisém musely být po určité době přistávací plošinky právě z tohoto důvodu odstraněny. Vrány zde systematicky kontrolovaly a pustošily snůšky. Kachny dokázaly nalétávat i do budek bez přistávací plošinky. Budky vysteleme větším množstvím sena, aby vajíčka nezastydla nebo se nevykutálela.

Ještě účinnější je vytvoření hnízdních podmínek pomocí umělých ostrůvků. Ten vytvoříme při vyhrnování rybníka. Umělý ostrůvek chrání kachny před většinou predátorů z říše savců. Přesto např. norek americký případně vydra, zůstávají pro hnízdící kachny stálým nebezpečím. Na hnízdní ostrůvek lze pak umístit další typy hnízdních budek. Pro umístění hnízdních budek volíme takové místo, které zaručuje dostatek krytu, potravní nabídku a ochranu před predátory. Kryt a potravní nabídku nám pomohou účinně vylepšit následující rostliny:

1. pobřežní rostliny v bahnitém okraji rybníka poskytující ochranu a kryt: zevar vzpřímený, skřípílec jezerní, šťovík koňský, bahnička bahenní, pryskyřník plazivý, šípátka šípolistá, šťovík klubkatý, orobinec širolistý, ostřice chlupatá, ostřice kalužní, rdesno červívec, rdesno pepřík, zblochan největší, zblochan vodní, ostružník trnitý

2. rostliny kořenící pod vodou, které mají listy na hladině nebo nad vodní hladinou a slouží zároveň jako potrava: rdesno hadí kořen, rdest splývavý, propustka obecná, pryskyřník, potočnice lékařská, rdesno oboživelné, prustka obecná

3. rostliny plovoucí, které jsou důležitou potravou pro vodní ptáky: druhy *Lemma* (okřehek)

4. rostliny ponořené, podporující produkci malých vodních živočichů, měkkýšů, koryšů, hmyz, které tvoří hlavní součást výživy kachňat: rdest hřebenitý, parožnatka řasa

5. dřeviny a vysoké rákosí volíme jako úkryty k osázení rybníka: vrby a olše lze využít blízko vody, břízy mohou zajišťovat rychle rostoucí pozadí, semena olší i bříz jsou zároveň potravou pro kachny. Také vzdálenější duby rozšiřují potravní nabídku o žaludy.

Pro správný růst rostlin je důležité vhodné pH vody. Rostlinám se daří ve tvrdých alkalických vodách, a tak rybníky na sterilních půdách musíme hnojit (např. NPK 6 : 8 : 4).

Ve volné přírodě zvláště v zimním období s vysokou sněhovou pokrývkou, v době před hnízděním a po vylíhnutí kachňat, musíme kachny přikrmovat. K tomu využíváme ječmen, kukuřici, krouhanou řepu, vařené brambory, luštěniny, slunečnicová semena, odpadní jetelové semeno, žaludy, pařené brambory se šrotem, krmnou kapustu, pivovarské mláto.

Bouchner, Chaloupková, Havránek (1980) řešili v období 1976 až 1980 úkol Optimalizace chovu zvěře z hlediska potřeb hospodářských a celospolečenských – Zlepšení hnízdnicích podmínek kachny divoké. Uvádí, že z pravidelných kontrol průběhu obsazování umělých hnízdišť v letech 1975-1977 vyplynulo, že proutěné kukaně a orobincové stříšky na zemi a holandské koše na kulech nepřinesly předpokládané výsledky. Obsazování těchto typů hnízdišť bylo tak nízké, že je nelze hodnotit. V roce 1975 byl z 19 holandských košů obsazen kachnou divokou jen jeden (8 vajec – 8 mlád'at), v roce 1976 byl ze zbývajících 6 holandských košů (ostatní byly zničeny vichřicí) obsazen opět jen jeden (8 vajec – 8 mlád'at) a tato situace se naprosto přesně opakovala i v roce 1977.

Ve 20 orobincových stříškách bylo v letech 1975-1977 zaznamenáno pouze jediné zahnízdění kachny divoké, počet vajec se však nepodařilo zjistit. Ve 30 proutěných kukaních zahnízdila pouze 1 kachna v roce 1975 a 2 kachny divoké v roce 1976. Ani v jednom případě se počet vajec ve snůšce nedal zjistit.

Příčinu tohoto nezájmu o hnízdiště, která byla rozmístěna naprosto přirozeným způsobem v typickém hnízdnicím prostředí a která rozhodně nemohla vzbuzovat dojem cizorodého a nezvyklého útvaru, nedovedu vysvětlit. Slabé výsledky odporují např. poznatkům Baláta (1969) a jiných autorů a dokonce i Hanzáka (1963), který ve stejné lokalitě konstatoval 15 % obsazení rákosových stříšek podobného typu.

Vzhledem k tomu, že tyto typy umělých hnízdišť nepřinesly očekávané výsledky, bylo od dalšího ověřování jejich účinnosti upuštěno. Navíc se ukázalo, že životnost těchto hnízdišť je poměrně krátká, že snadno podléhají povětrnostním vlivům a že jejich používání by z hlediska nákladů bylo v praxi nerentabilní.

Obdobným neúspěchem skončil i pokus se zvýšením atraktivnosti umělých hnízdišť vkládáním atrap kachních vajec. Přítomnost 3 atrap v polovině všech pokusných hnízdišť jejich atraktivnost nijak nezvyšovala. Za celé sledované období ve všech čtyřech typech umělých hnízdišť bylo konstatováno následující obsazení kachnou divokou:

- 16 obsazených hnízdišť s vloženými atrapami (75 snesených vajec)
- 23 obsazených hnízdišť bez atrap (164 snesených vajec)

Nezbývá tedy nic jiného než konstatovat, a vzájemný poměr mezi obsazenými hnízdišti s atrapami a bez atrap to dokazuje, že využití existujícího hnízdního parazitizmu u kachen divokých je pro zvýšení atraktivnosti umělých hnízdišť málo účinné a že se s ním při provozních opatřeních nedá počítat.

Zcela jiná situace se ukázala při obsazování dřevěných budek umístěných na konstrukcích nad vodou. V průběhu pokusů bylo možno zaznamenat vzestupnou tendenci v obsazování budek. V roce 1975 obsadily kachny divoké z 51 budek 6 budek (11, 76 %) a z 5 úspěšných snůšek vyvedly 21 mlád'at; v následujícím roce zahnízdlilo ve 49 nabídnutých budkách (3 budky byly zničeny vichřicí) 13 kachen divokých (26, 53 %), které z 5 úspěšných snůšek vyvedly 31 mlád'at; v roce 1977 bylo z 51 budek obsazeno opět 13 budek (25, 49 %) a ze 6 úspěšných snůšek vyvedly samice 44 mlád'at. V roce 1978 bylo ze 26 budek obsazeno 9 budek (34, 61 %) a z 8 úspěšných snůšek bylo vyvedeno 55 mlád'at; v následujícím roce zahnízdlilo ve 34 nabídnutých budkách 12 samic (35, 29 %), které všechny úspěšně zahnízdlily a vyvedly 98 mlád'at; a konečně v roce 1980 bylo k dispozici 24 budek (řada původních byla postupně zničena nebo poškozena povětrnostními vlivy), ve kterých zahnízdlilo 10 kachen (41, 66 %) a z 8 úspěšných snůšek vyvedly 71 mlád'at.

Nově založené pokusy s umělými hnízdišti na lokalitách méně příznivých nepřinesly zatím žádné výsledky, protože k jejich instalaci došlo opožděně.

Analogické poměry lze konstatovat při hodnocení údajů o počtu vylíhlých mlád'at. Podle Hudce, Černého 1983, kteří uvádějí výsledky 266 pozorovaných rodin kachen divokých, je průměrná velikost hejnk 7,3 mlád'at. Ačkoliv údaje o stáří mlád'at v hejnkách neuvádějí, jde velmi pravděpodobně o počty, získané pozorováním hejnek záhy po vyklubání kachňat.

Efektivnost budek, pokud je hodnocen počet úspěšně vylíhlých mlád'at, je téměř shodná s údaji, které byly shledány shora uvedenými autory pro hnízda umístěná na zemi. Ve sledovaném období bylo z celkového počtu 63 započatých snůšek (obsazených budek) úspěšně vyvedeno 44 snůšek. Ve 2 případech byly v hejнку pouze 2 mlád'ata, nejčastěji se vyskytovala hejнка se 7 až 9 mlád'aty a v jednom případě dosáhlo hejńko velikosti 11 mlád'at.

Z našich, ale zejména ze zahraničních zkušeností je známa celá řada příkladů, jak umělá hnízdiště zhotovovat a kde situovat. V SSSR bylo v roce 1962 obsazeno 63,5 % budek vodními ptáky, z toho kachny obsadily 49 % budek. Podle jiných údajů ze SSSR se počet kachen na zkoumaném území během pěti let po rozmístění budek zdesetinásobil. Z 500 budek bylo obsazeno 30 – 40 % Nevcov (1956), Bishop, Barratt (1970) se zmiňuje o výsledcích s 222 umělými hnízdními konstrukcemi. Během prvního roku obsadily kachny divoké 26 % hnízdních košů, během šestiletého studijního období stoupl obsazení košů na 33 % a v posledním roce pokusů dokonce na 87 %. Přitom konstatuje rychlý návyk kachen na umělá hnízdiště a značnou hnízdní hustotu. Pro západoevropské poměry konstatuje Estienne (1969) vysokou atraktivnost košů a budek zejména v Holandsku, kde na 1 ha vodní plochy je kachnami využíváno až 80 budek. V hojně míře jsou zde konstruovány plovoucí vory, na nichž jsou vždy 4 umělá hnízdiště. Poněkud slabší výsledky jsou dosahovány v Belgii a Francii. Podobné metody s upokojujícími výsledky jsou dosahovány i v Anglii. Podle polských údajů (Krupka J., Soborski S., 1972) bylo během tříletých pokusů z umělých hnízdišť úspěšně vyvedeno 328, 640 a 688 mláďat kachny divoké.

Ze všech těchto orientačně uváděných údajů vysvítá, že kachny umělá hnízdiště přijímají, je však zřejmé, že se tak neděje všude stejně rychle a že intenzita obsazování silně kolísá podle prostředí. Avšak všichni autoři se shodují v konstatování, že návyk kachen na nabídnutá umělá hnízdiště nenastává okamžitě a explozivně, nýbrž že je to dlouhodobější proces: počáteční neúspěchy by neměly odrazovat od další práce.

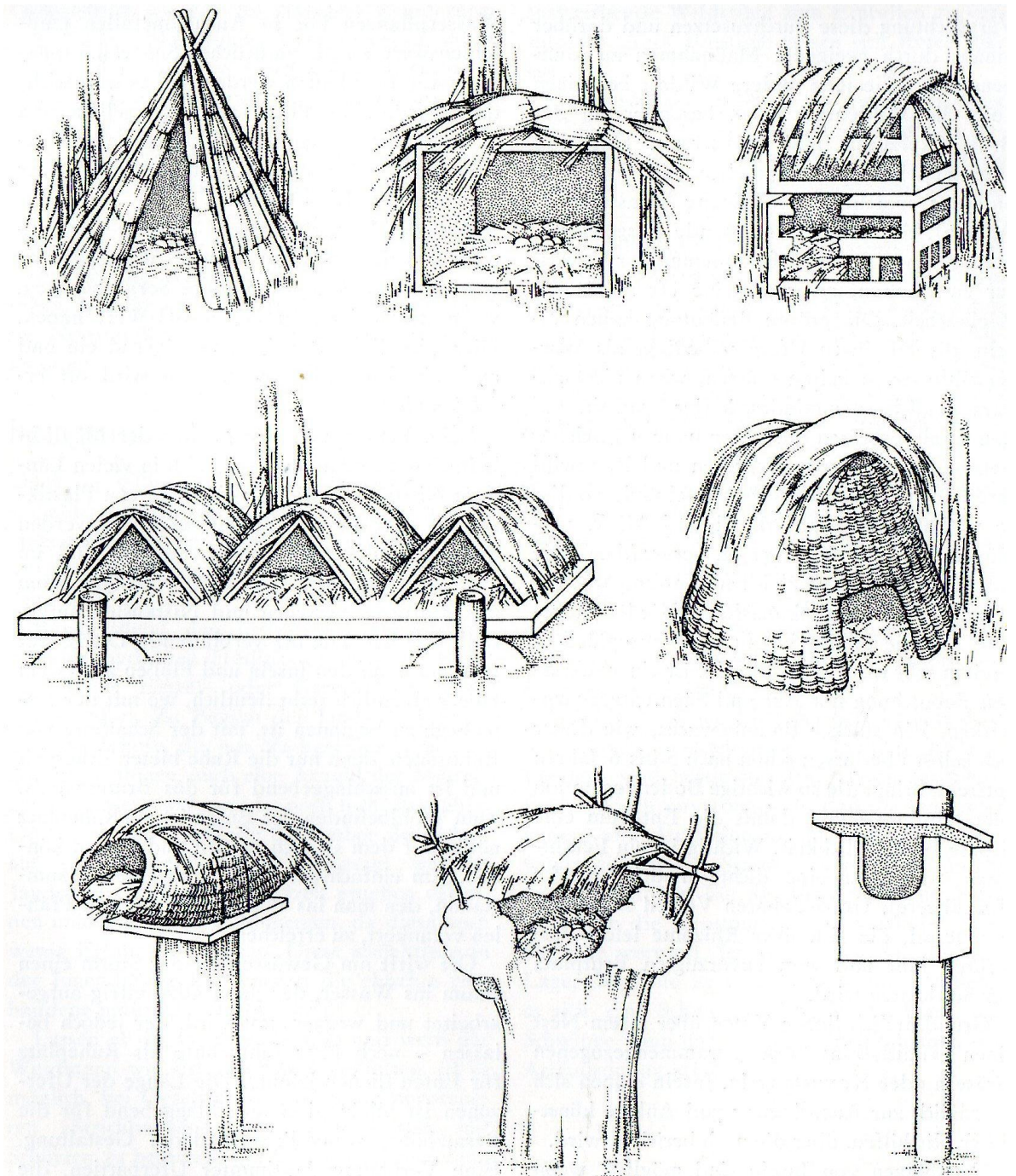
V našich poměrech se dříve základním i aplikovaným výzkumem v oblasti divokých kachen zabývali pracovníci ÚVO – ČASV v Brně, kteří přinesli řadu nových a v myslivosti použitelných poznatků. Problematikou umělých hnízdišť se zabýval zejména Balát (1972), který zaznamenal až 40% obsazení umělých hnízdišť zhotovených z rostlinného materiálu (stříšky z větví konifer) a intenzivní obsazení hromad klestu: ze 17 hromad jich bylo obsazeno 14 a v nich bylo 23 hnízd (11 hnízd kachna divoká, 9 hnízd zrzohlávka rudozobá, 2 hnízda kopřivka obecná a 1 hnízdo polák velký). K obsazování uměle zhotovených hnízdišť dochází zejména záhy z jara, kdy ještě není dostatek bylinné vegetace. Dřevěné budky nedaly uspokojující výsledky (údaj však pochází z druhého roku po instalaci).

Hanzák (1963) konstatoval 15% obsazení rákosových stříšek na jihočeských rybnících při stoupající vodní hladině, tzn. že mnohá umělá hnízdiště byla zničena vodou.

Při hodnocení výsledků dosažených u kachny divoké je nutné brát v úvahu několik aspektů. Nedá se zcela jednoznačně konstatovat, že dosažené výsledky jsou nízké nebo uspokojivé. Pokud je srovnáváme se zahraničními údaji, kde obsazení umělých hnízdišť dosahuje mnohde několika desítek procent, pak jsou poněkud nižší. Nelze však přehlédnout všemi autory uznávaný faktor času. Podrobnějším rozбором vynikajících výsledků, např. holandských, dojdeme k závěru, že struktura tamních vodních nádrží má odlišný charakter než většina našich rybníků. V Holandsku používají pro hnízdění kachen divokých většinou lahvovité proutěné koše (holandské koše), které rozestavují na kúlových konstrukcích často hustě vedle sebe na pokraji vodních nádrží, jejichž břehy i okrajové části nejsou kryty vůbec žádnou vegetací. Schází zde tedy přechod volné hladiny přes tvrdé pobřežní porosty až po zarostlé okraje břehů, schází zde přirozený biotop pro založení hnízda. Proto zřejmě kachny nabídnuté koše v tak velkém měřítku přijímají a navíc je návyk na umělá hnízdiště vypěstován pro řadu generací.

Také Stubbe a kol. (1987) považuje umělá hnízdiště pro kachny a husy za funkční ekotechnické pomůcky.

Obr. 3: Umělá hnízdiště pro klachny a husy (Stubbe a kol. 1987)



Ze zahraničních autorů se kvalitou prostředí a stanovištními nároky kachen v hnízdním období zabýval Altmann, Arnold, Ball (2001), který se zaměřil na vliv krytu trvalého porostu na osídlení umělých hnízd kachny divoké v severovýchodní Dakotě. Umělá hnízda jsou považována za nejatraktivnější pro zahníždění kachny divoké (*Anas*

*platyrhynchos*) v těch oblastech, kde je deficit přírodních podmínek. Správa životního prostředí proto doporučila umístění umělých hnízd do agrokulturních lokalit s nízkým trvalým krytem. V roce 1997 až 1998 byl porovnáván poměr 260ti obsazených hnízdních konstrukcí, instalovaných na 1310,4 km<sup>2</sup>, umístěných v severovýchodní Dakotě, kde bylo množství mokřadů srovnatelné, ale množství stálého krytu bylo buď vyšší (louky, traviny), nebo nižší (pole). Neočekávaně bylo osídlení umělých hnízdišť čtyřikrát vyšší v travnatých oblastech než na polích. Závěrem lze konstatovat, že umístění umělých hnízdišť v oblastech s vysokou hustou osídlení kachnou divokou, je efektivnější a že část existujícího trvalého travního porostu v krajině má přímý pozitivní vliv na strukturu osídlení.

Gunarsson, Elmberg (2008) ověřovali zda hustota hnízd závisí na predaci a naopak – experiment s napodobeninou hnízda kachny divoké v porovnání s typem stanovišť. Úspěšnost reprodukce je klíčovým elementem populační dynamiky všech druhů. Podle řady publikací je pro úspěšnost zahnízdění, tedy snůšky vajec a počty vylíhnutých potomků, hlavním, určujícím faktorem predace. Provedené výzkumy se pokouší vyhodnotit rozšíření predátorů hnízd. Důvodem je, nedostatek dobře provedených experimentů. Byla testována alternativa přežití hnízd prostřednictvím napodobenin hnízd kachny divoké, v jezernaté oblasti (20 jezer), v boreálních biotických zónách. Predace hnízd je vyšší v zemědělsky obhospodařovaných oblastech než v lesnatých. V analýze bylo zahrnuto, jak vodní ptactvo, tak ptačí predátoři. Model monitoroval program Mark, který odhalil hlavní negativní faktor v hustotě zahnízdění. Při hodnocení hnízd, která byla uchráněna před predátory, byl vyšší podíl hnízd u lesních rybníků, než u rybníků v obhospodařovaných oblastech (bez ohledu na hustotu hnízdišť). Starší hnízda měla vyšší podíl přežití snůšky než nově postavená. Práce jako první ukazuje, že predace hnízd závisí na hustotě osídlení vodním ptactvem (podle autorů práce) .

Vliv těžby lesů na ničení hnízd v doupných stromech vodního ptactva - populace vodního ptactva v Severní Americe jsou ohroženy zničením stanovišť a především hnízdišť (Owen, Black 1990). Tento jev však není registrován a je opomíjen, především v lesnatých oblastech. Vzrůst predace hnízd je často přisuzován rozpadu přirozených stanovišť a může být zjevný hlavně v menších lokalitách a na okrajích areálu výskytu. (Paton 1994; Andrén 1995).



Velké množství predátorů a množství jimi ničených hnízd, se může zvyšovat s nárůstem odlesňování krajiny (Andrén 1995; Hartley, Hunter 1998). Citovaná studie nebyla orientována na posouzení vlivu litorálních zón přírodních jezer v lesnaté krajině, a nezkoumala ani vliv odlesňování. Zkoumala vlivy lesní těžby na vodní ptactvo hnízdící v dutinách stromů, ve smíšených porostech západní Kanady, což je oblast důležitá pro reprodukci a přezimování vodního ptactva. Odlesňování v této rozsáhlé oblasti probíhá pomalu. Pro výzkum byla použita umělá hnízda v podobě dutin stromů. Data byla shromažďována od července 1997 do roku 1998 v oblasti smíšených porostů, obklopujících deset jezer v Albertě, v Kanadě. Byly sledovány druhy jako hohol bělavý (*Bucephala albeola*), hohol severní (*Bucephala clangula*), morčák velký (*Mergus merganser*), morčák chocholatý (*Lophodytes cucullatus*). Potenciální predátor vodního ptactva hnízdícího v dutinách stromů je lasice hranostaj (*Mustela erminea*), lasice dlouhoocasá (*Mustela frenata*), norek americký (*Mustela vison*), sobol americký (*Martes americana*), poletuška severní (*Glaucomys sabrinus*) a veveřice červená (*Tamiasciurus hudsonicus*). Predátory z říše ptáků pak mohou být krkavec velký (*Corvus corax*), sojka šedá (*Perisotus canadensis*) a ačkoliv nepatří mezi typické predátory, může zničit snůšku, třeba i datel zlatý (*Colaptes aureus*).

Umělá hnízda byla pověšena na strom přibližně do 2 m výšky. Do každého hnízda byla dána výstelka listů z opadu a malé slepičí vejce, které bylo zbarveno jako vejce hohola nebo morčáka. Podle poškození vejce se pak dalo určit, který predátor se pokusil zničit snůšku. U ptačích predátorů se musela použít chemická analýza (Adorjan, Kolenosky 1969; Wallis 1992). V roce 1997 bylo zaznamenáno 21 predátorů hnízd. Jedenáct hnízd ze 48 (22,9%) bylo vypleněno v blízkosti jezer, kde se těžilo. Tam, kde se netěžilo, bylo zničeno 10 hnízd z 58 založených. Sedm predátorů bylo savců, podle zanechaných znaků po zubech to byly především veveřice červené. Z ptačích predátorů byl identifikován jen jeden. Ve zbylých 13ti případech predátor vejce přemístil nebo odnesl a nebylo možno jej identifikovat.

V okolí jezer obhospodařovaných těžbou bylo v obou letech 1997 a 1998 více vypleněných hnízd, než u neobhospodařovaných. Většinu hnízd vyplenily veveřice červené (Pierree, Bears, Paszkowski 2001).

Další skupina zahraničních autorů se zabývala problematikou úspěšnosti hnízdění v umělých hnízdech u různých druhů vodní pernaté zvěře. Používání umělých hnízd



kachen pro stanovení úspěšnosti zahnízdění provedl (Butler 1998). Umělá hnízda byla použita v řadě úspěšných studií, protože poskytují adekvátně velký vzorek dle potřeby řešení a mohou být přemíst'ovány, v souladu s experimentálním projektem. Ačkoli je možné, že existuje silný lineární vztah mezi úspěchem umělých a přírodních hnízd, byly tyto vztahy zřídka kdy testovány. V letech 1993 až 1994 byla odhadována úspěšnost hnízdění kachen na vysočinách, napříč severní Montanou. Data byla sbírána jak pro umělá a přírodní hnízda. Data ze 16 pokusných lokalit poskytla možnost dobrého posouzení úspěšnosti vyhnízdění v umělých a přírodních hnízdech. Data ze dvou lokalit a dvou let by měla slabou vypovídací schopnost. Úspěch obou typů hnízd se mění podle lokality a roku. V případě hnízd v rostlinném krytu, mimo svah bylo vyhnízdění úspěšnější u přírodních hnízd proti umělým. To se ovšem může v průběhu roku poněkud měnit. V letech 1993 a 1994, kdy proběhla studie, bylo zjištěno, že množství úkrytů na kontrolovaných lokalitách korelovalo s úspěchem umělých hnízd, ale ne s úspěchem přírodních. To může indikovat fakt, že rozdílné druhy predátorů napadali každý druh hnízda. Bylo použito rozdílných metod k nalezení hnízda. Lze konstatovat, že data z umělých hnízd nemohou být použity k vyhotovení platného závěru o úspěšnosti přírodních hnízd v rozdílném prostředí, roce nebo roční periodě.

Využívání umělých hnízd (přístřešků) pro druhy hnízdící na zemi (kachnu divokou) ve východním Ontariu (Zimmerling, Fisher 2006). Stavba hnízd pro na zemi hnízdící vodní ptáky, může být efektivní pro posílení hnízdní úspěšnosti v oblastech, ve kterých úspěch přirozeného zahnízdění klesl pod 15%, tj. pod práh udržení stálé populace.

Studie byla zaměřena na poměr obsazení umělých hnízd - přístřešků pro kachny divoké, hnízdící ve dvou rozdílných mokřadních lokalitách. Jedná se o bobří jezírka a odpadní laguny ve východním Ontariu, v letech 1999 – 2001. Předpoklad byl takový, že přírodní kryt stanoviště odpadních lagunách je špatný. Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) zde obsadila vyšší počet budek, než na bobřích tůňkách. Z 248 budek, rozmístěných mezi bobří jezírka i odpadní laguny, nebyla žádná obsazena jiným druhem vodního ptactva.

Pouze vlhovec nachový (*Quiscalus quiscula*) byl jiným ptačím druhem, který zahnízdil v budce pro kachny. Kachna divoká úspěšně zahnízdila pod několika přístřešky (přesněji pod šesti), když byla hladina vody dost nízko k vystavění hnízd na zemi. Odhad přeživších kachen hnízdících v přirozeném krytu byl podobný, jako v odpadních lagunách

a bobřích tůnkách za celé roky a úspěšnost byla vyšší než publikované odhady. Takové faktory jako hnízdní kryt, tlak predátorů, vzhled stavby a materiál může mít vliv na užívání umělých hnízdišť, a mohl by být brán v úvahu pro plánování programu umělých hnízdišť v otevřené krajině Prairie Pothole regionu.

Monitoring kachničky karolínské v rámci programu na umělá hnízda v Texasu realizoval (Ransom, Frentress 2007). Data z Texaského programu byla analyzována osm let, program byl spuštěn v roce 1988 v texaském parku v USA. Jako spoluřešitelé celostátního projektu monitoringu kachničky karolínské (*Aix sponsa*), byli zapojeni i soukromí aktivisté. Spolupracovníci monitorovali každý 9 budek s umělými hnízdy, a nejvyšší obsazenost těchto hnízd za první rok byla 56,5%, po dvou letech experimentu byla již jen 20,6%. Tato situace byla pak setrvalá. Nízké využití hnízdních budek v regionech nepřekonal 30%. Tento projekt byl tedy jakožto nástroj pro monitoring kachničky karolínské neúspěšný. Budoucí úsilí by se mělo zaměřit na zlepšení kvality i kvantity dat sbíraných z hnízdních budek pro kachničky karolínské.

Vliv charakteru hnízda kachny divoké při umístění na zemi hodnotili (Zicus, Rave, Buitenwerf 1997). Autoři monitorovali 166 hnízd založených jednotlivě a nebo ve dvojici na 111 lokalitách, v jihozápadním Grant Country. Padesát pět kachen divokých (*Anas platyrhynchos*) a pět kachniček karolínských (*Aix sponsa*) zahnízdilo v roce 1997, v připravených hnízdech. Čtyři kachničky karolínské a čtyřicet jedna kachen divokých vyvedlo mladé. Dvě hnízda kachny divoké byla zničena predátory a dvě neobsahovala životaschopné vejce. Jedno hnízdo kachničky karolínské a devět hnízd kachny divoké bylo opuštěno, a jedno hnízdo kachny divoké bylo zatopeno. V roce 1997 proběhla digitalizace informací, které byly zajištěny leteckým snímkováním a společně s dalšími daty byly použity k vytvoření geografického informačního systému. Další údaje a efekty umožňující potřebné analýzy tak mohou být interpretovány smysluplným způsobem

Ekologické posílení reprodukce hohola severního ve středním Värmlandu testoval Borgström (2006). Studie se zabývá chovem hohola severního (*Bucephala clangula*) v budkách, které jsou rozmístěny na ploše 100 km<sup>2</sup>, u města Rada ve středním Värmlandu. Výzkum probíhal v letech 1968-2000. Budek bylo rozmístěno 30 – 40 kusů. Byly připevněny 1,5 – 3 m nad zemí, obvykle blízko okraje jezer nebo podél břehů řeky. Několik jich bylo ve vzdálenosti až 1,6 km od vody a přesto byly pro hoholy vhodné. Před

každou hnízdní sezonou byl starý materiál z hnízd přemístěn a nahrazen novou, 5 – 10 cm vysokou vrstvou hoblin.

Záznam o prvním vejci byl zaznamenán v 305 hnízdech. Nejčasnější vejce bylo sneseno 20. března 1989. To je velmi brzo, v porovnání s jinou literaturou. Bylo zde i hodně pozdních snůšek. V jedné snůšce, se třemi vejci začalo líhnutí až 3. června 1986. Průměrné datum líhnutí je 24. dubna a skoro 85% všech snůšek začíná s líhnutím mezi 8. dubnem a 12. květnem.

Většina samic hoholů (celkem 195) byla okroužkována, a tak mohla být lépe kontrolována. Jedna samice byla okroužkována roku 1978 a snášela vajíčka ve stejné budce každý rok až do roku 1990.

Nejstarší samička hohola v Evropě je z Ruska, dožila se 16 let a 11 měsíců.

Jak vodní ptáci využívají umělá hnízdiště k hnízdění v severozápadním Wisconsinu zkoumal Evrard (1996). V některých letech a některých oblastech Wisconsinu klesá hnízdní úspěšnost kachen divokých (*Anas platyrhynchos*) a dalších kachen, pod hranici možného udržení populace (Gatti 1987). Umělá hnízda mohou zvýšit úspěšnost zahnízdění eliminací části predátorů. V případě kanadských hus jde např. jen o opuštění hnízda v důsledku rušivých podnětů, díky konkurenci na hnízdištích.

V citované studii se autoři zabírají zkoušením efektivity umělých hnízd, pro zajištění nárůstu produkce vodního ptactva. Bylo instalováno a monitorováno 50 umělých hnízdišť v 11ti oblastech St. Croix a v jižní oblasti Polku v průběhu let 1985-1992. Byly zde použity čtyři typy hnízdišť: vaničky, balíky sena určené pro nalákání kanadských husí a sklolaminátové koše, navržené pro přivábění divokých kachen. Lokality byly vybrány tak, aby byly co nejméně rušené přítomností člověka, aby nebyly poškozovány ledem a aby byly vhodné pro vyvedení mláďat. Během zimy 1984-1985 zahnízdilo 16 husí ve vaničkách umístěných na 12ti vybraných mokřadech. Vaničky byly vyrobeny z jedné třetiny z 200 litrového barelu s dřevěnou podestou. Dno vaničky bylo opleteno pletivem s otvory pro možný odtok vody z hnízda. Vanička byla přišroubována na dvě pokovené trubky.

Klesání hladiny vody v mokřadu v období sucha komplikovalo výzkum. Konstrukce hnízd umístěných na otevřené vodní ploše byly založeny v husté vyvíjející se vegetaci, nebo na souši, v době zakládání. Ty se staly nepřístupné pro vodní ptáky. Dalším komplikujícím faktorem byly tři druhy dravců jestřábi a výr virginický (*Bubo virginianus*).

Vaničky z barelů, uzpůsobené k zahnízdění husí se zdají být odolné, trvanlivé a dobře užívané, jak kachnami, tak husami. Vaničky jsou doporučovány spíše než balíky sena, které jsou užívány menšími vodními ptáky a mají poměrně krátkou životnost. Obsazení hnízdních košů, různých konstrukcí, ale především těch s pletivem kachnami ke hnízdění bylo považováno za významný úspěch.

Hospodaření v mokřadech a umělá hnízdiště pro vodní ptáky ověřovali Fog a kol. (1982). Uvádí, že po celém světě lidstvo mění přirozené prostředí divoce žijících zvířat prostřednictvím odlesňování, budováním drenáží, záplavami, urbanizací, rozvojem zemědělství a používáním herbicidů a pesticidů. Tyto aktivity mají dopad především na vybrané druhy, mohou mít méně patrný vliv na změny zásob potravy, narušenou rovnováhu mezi konkurencí, nebo změnu vztahu populace ptáků a predátorů.

Dopad lidské činnosti má velký dopad na vodní ptactvo. Pokud mají druhy problémy, musí někdo, vědec, diagnostikovat příčinu a navrhnout opatření, která mohou problém vyřešit. V mnoha případech zhoršení nebo destrukce hnízdišť může být napravena navržením vhodného umělého hnízda. Toto je ale přístup, který má i nástrahy. Mnoho druhů snadno akceptuje umělá hnízda, ale pak se mohou stát zranitelnější. Vědec má pak za povinnost zajistit úspěch reprodukce v umělých hnízdech, která by měla být lepší než ve zbývajících přírodních hnízdech.

Potáplice (rod *Gavia*) běžně hnízdí na malých ostrovech, kde jsou zranitelné záplavami. Rozvojem hydro-elektřáren na pobřežích a predací klesá úspěšnost zahnízdění. Merrie (1979) postavil vory 2,5m x 2,5m z prázdných plastových kontejnerů, které držely pohromadě přidrátované, byly pokryté drny a trsy trávy. Oba druhy potáplic, jak potáplice severní (*Gavia arctica*), tak potáplice malá (*Gavia stehlata*) zde zahnízdily a vyvedly mladé. Pro potáplici lední (*Gavia immer*) byl vytvořen raft z cedrových kuláčů. Potápka roháč (*Podiceps cristatus*) potřebuje hnízdo kryté vodními rostlinami a někdy nejsou schopné vyvést mladé na jezerech s kolísající hladinou vody. Pro ně byla vytvořena hnízda, ukotvená v porostu ze stulíku žlutého (*Nuphar lutea*), v jezeře Hengstey. Kormorán ušatý (*Phalacrocorax auritus*) občas sídlí na odumřelých stromech v zaplavovaných oblastech. Ve středním Wisconsinu kormoráni akceptovali umělé podložky upevněné na 8 m vysokém sloupu. Volavka velká (*Ardea herodias*) hnízdí na zaplavovaných odumřelých stromech nebo keřích, které se dále těží. Pro ni byly postaveny hnízdní koše na sloupech. Některé konstrukce umělých hnízd jsou podobné těm, které se

používají v západní Evropě a Japonsku pro čápa bílého (*Ciconia ciconia*). Hvízdavé kachny (*Dendrocygna autumnalis*) – husička podzimní obvykle vyvádí mladé v dutinách stromů, v opuštěných hnízdech a někdy i na větvích. Pouze tato husička z rodu *Dendrocygna* zahrnula v umělém hnízdě. Husice (*Tadornini*) normálně hnízdí v norách, puklinách nebo doupných stromech. Všechny testované husice obsadily budky nebo uměle vyhloubené nory.

Významným faktorem, který ovlivňuje úspěšnost hnízdění kachen v přírodních i umělých hnízdech je predace.

Faktory ovlivňující plenění umělých hnízd se snažil identifikovat Esler (1993). Jelikož umělá hnízda mohou usnadňovat kontrolu populace a existují experimenty, zabývající se úspěšností zahrnutí, používá se umělých hnízd ke zjišťování, zda lidská přítomnost, hustota hnízdišť, vegetační kryt a blízkost lidských sídlišť, může způsobovat ničení kachních hnízd predátory na Yukonsconu. Pleněna a ničena byla více hnízda, která byla výzkumníkem navštěvována denně. Z celkového počtu hnízd bylo 40% zničeno, pokud byla kontrolována v intervalu sedmi dní. Hnízda kontrolovaná po čtrnácti dnech byla ničena méně (35%), po dvaceti osmi dnech byl zaznamenán nárůst na 45% zničených hnízd. 95% kontrolovaných hnízd bylo vypleněno na území, kde bylo 10 hnízd na hektar. Oproti tomu na lokalitě s nižší hustotou hnízdišť (2/ha) bylo zničeno jen 40% hnízd. Výška a hustota vegetace, vzdálenost mokřadu, vzdálenost okraje lesa nebo vzdálenost k nejbližšímu ekotonu neměla vliv na rozdíl mezi vypleněnými a nezničenými hnízdy. Z výzkumu vyplývá, že častou návštěvou a kontrolou kachních hnízd vzrůstá jejich plenění dravci, kdežto delšími intervaly kontrol je možné toto riziko snížit. Větší hustota hnízdišť, kterou můžeme pozorovat ve vlhkých oblastech, může mít za následek nárůst predace.

Efektivita ochrany hnízd před predátory označením vlajkami byla tématem projektu Hein, Hein (1996). Značení hnízd je v celku běžné. Při výzkumu bylo použito označení pro identifikaci a označení hnízda jeho polohy. Toto označení může ale také vábit predátory a zvyšovat tak možnost zničení hnízda. Byl zkoumán efekt plastových vlajek na umělých hnízdech kachen vůči predátorům, v průběhu dvou po sobě jdoucích čtrnácti denních periodách. Pokus proběhl po obou stranách šterkové cesty v délce 45 kilometrů, poblíž Candall, Manitoba v Kanadě. Rozdíl mezi mortalitou v hnízdech označených vlajkou a neoznačených hnízdech nebyl nijak výrazný. Denní úmrtnost v hnízdech byla vyšší mezi nultým a osmým dnem výzkumu, než mezi osmým a čtrnáctým dnem. Časový interval

označených hnízd byl významný. Indikoval to, že hnízda označená vlajkou měly vyšší mortalitu, než neoznačená mezi osmým a čtrnáctým dnem. Rozdíl ve zranitelnosti hnízd je v umístění, které může způsobit predaci. Označení hnízd může ovlivňovat predaci. Hnízda se tedy nemají označovat ani vlajkou ani jinak.

Olson, Rohwer (1998) zkoumali vliv lidského faktoru na úspěšnost zahnízdění v umělých hnízdech. Reprodukce vodních ptáků je významně ovlivňována zvýšením úspěšnosti hnízdění. Míra hnízdního úspěchu přitom často záleží na některých opatřeních. Již efekt vlastního pozorování na hnízdním nezdaru není dobře znám. Ve výzkumu bylo užito umělých hnízd pro kachny divoké s cílem specifikace vlivu člověka a rušení při hnízdění v Prairie Pothole, regionu v jihozápadní Manitobě v Kanadě. Byla vytvořena hnízda s a bez lidských stezek, které vedly ke hnízdům, ve třech typech stanovišť: v okrajích mokřadů, v hustém krytu a na krajnici silnice. V okraji mokřadu s pěšinkami a cestičkami byla predace vyšší, než v hnízdech bez pěšin v průběhu roku 1993, ale ne v roce 1994. V oblasti poblíž silnice, v průběhu roku 1993, nebyl poměr zničených hnízd rozdílný mezi hnízdy s a bez pěšin. V roce 1994 byla hnízda na okraji cesty s pozorovacími cestičkami pleněna více než hnízda bez cestiček. Na hnízdech v hustém krytu, za přítomnosti pozorovacích pěšinek, nepůsobili predátoři škody, jak v roce 1993, tak v roce 1994. Dále bylo vyzkoušeno přemístění kachního trusu do umělých hnízd, ta pak byla pleněna častěji než hnízda bez pachu. Také byla založena hnízda tvořená rozbitými vejci, která byla ničena častěji, než hnízda bez rozbitých vajec. Práce hodnotí míru rostoucí ztráty vajec sdružených společně s kachním trusem a rozbitými vejci, ale vliv lidských pěšinek a cestiček na hnízda nebyl prokázán.

Je predace vodních ptáků závislá na hustotě osídlení, tuto otázku si položili Ackerman, Blackmer, Eadie (2004). Predace hnízd je základní příčinou neúspěchu reprodukce pro většinu druhů ptáků (Ricklefs 1969; Böhning-Gaese, Tapre, Brown 1993), to platí i pro vodní ptactvo (Cowardin, Gimler, Schaiffer 1985; Klett, Shaffler, Johnson 1988; Greenwood a kol. 1995). Ptáci mají vyvinuto několik strategií, jak omezit riziko predace, jde o skrývání hnízd (Schieck, Hannon 1993) a vzdálenosti mezi jednotlivými hnízdy (Tinbergen, Impekoven, Franek 1967; Page a kol. 1983; Martin 1988). Efektivita těchto strategií závisí z části na tom, zda se nebezpečí predace mění s hustou postavených hnízd. Studie Ackermana, Blackmera, Eadie (2004) zjišťuje, zda je predace na hnízdech kachen (*Anas spp.*) závislá na hustotě tří prostorových úrovní použitých umělých a

přírodních hnízd v Suisun Marsh v Kalifornii, v USA. Byla použita data z pěti let sledování (1998-2002), zkoušek úspěšnosti zahnízdění kachen a hodnocení hustoty hnízd mezi 8 - 16 poli na rok. Každé pole bylo 5 – 33 ha veliké. Na střední úrovni byla rozmístěna umělá hnízda v rámci 1ha ve třech experimentálních hustotách, a to po 5, 10 a 20 hnízdech. Byl vyhotoven náskres jednotlivých bloků a monitorovány rozdíly v predaci hnízd. Na nejnižší úrovni se zkoušela úspěšnost zahnízdění v poměru se sousedícími hnízdy, a ve vztahu ke vzdálenosti mezi umělými a přírodními hnízdy. Nebyl zaznamenán žádný vztah mezi úspěchem zahnízdění a hustotou přírodních hnízd v žádném roce, ani když se data sumarizovala. Podíl umělých hnízd, která přežila, také nezávisel na pokusné hustotě na jeden hektar plochy. Nebyl zjištěn shodný efekt nejbližšího příbuzného hnízda, které bylo zničeno, nebo vzdálenost úspěšného umělého hnízda a přírodního hnízda. Výsledky této studie neposkytují informace o závislosti intenzity predace na hnízdech kachen na kterékoliv úrovni.

Umělá hnízda pro kanadské husy monitoroval Ball (1990). Kanadské husy jsou před predátory - savci chráněny lokalizací hnízd na ostrůvcích, stavbách ondatek, útesech, výstupcích nebo osidlují hnízda mořských orlů a dalších dravců. Potřeba, pro husy dostupného, ale bezpečného hnízdiště pravděpodobně drží husí populaci na určité úrovni.

Použití umělých hnízd, které poskytlo ochranu kanadským husám v severní Americe, začalo před více než padesáti lety. Konstrukce hnízd jsou stabilní, umělá zařízení s výjimkou umístění na hlinitých nebo některých skalnatých ostrůvcích, jsou bezpečná. V některých případech jsou vhodnější jiné konstrukce umělých hnízd. Umělá hnízda jsou docela efektivní, často podporují úspěšnost zahnízdění, a to v poměru 85-90% oproti 65-75% u přírodních hnízdišť. Balíky slámy nebo travní seno může být použito jako materiál pro stavbu určitého typu hnízd. Tyto materiály jsou po dobu minimálně tří i více let „bezúdržbové“. Preferovaný je ale len. Hrubé travní seno nebo sláma jsou jen přijatelnou náhradou. Jako dobrý materiál pro tvoření hnízd se jeví i pláty kůry a dřevo, které jsou odolnější větru a jsou husami také akceptovány. Ty si hnízdo sami uspořádají. Drcený cedr je odolný proti hnití a je také dobrý jako ochrana proti hmyzím parazitům v hnízdě. Základy pro umělá hnízda byly umístěny 9 -14 metrů od pobřeží. Tato vzdálenost stačí pro zajištění bezpečí. Voda zde bývá sice jen půl metru, někde i více hluboká, ale proti přeplavání a následnému vyšplhání predátora do hnízda to stačí.

Umělá hnízdiště pro kachny mohou sloužit i jako pomůcka při dalších výzkumech. Například pro použití budek k monitoringu populací vodního ptactva hnízdícího v dutinách (Zicus, Hennes 1987). Metody a alternativy sčítání ptáků, kteří hnízdí v dutinách a osidlují rozlehlé oblasti, musí být ještě rozvinuty. Různé typy hnízdišť a různé techniky byly použity při pokusech s kachničkami karolínskými (*Aix sponsa*). V Minnesotě zkusili jako první podpořit populaci kachniček karolínských a vytvořit soubor informací již v roce 1954 a v roce 1955. Hnízda se snůškami monitoroval podél potoků (Lee 1955). V dalších státech počítali kachničky karolínské, létající mezi pastvištěm a hnízdištěm v kombinaci s použitím nočního vidění pro sčítání kachňat na potoce (Reiffenberger, Klezly 1968). Vyhodnocení osídlení pomocí budek vyrobených člověkem sledovali Mc Laughlin, Grice (1952) a Stewart (1958).

Stewart (1958) přezkoumal alternativy technických postupů a uvažoval, že kontroly budek by mohly poskytnout nejspolehlivější vyhodnocení početnosti, pokud by byly budky rozptýleny na různých lokalitách.

Po celé Minnesotě byli zapojeni spolupracovníci do průzkumu budek po dobu 5ti let, Od roku 1979. Každý pomocník měl kontrolovat 40 – 50 budek každý rok. Aby byla zajištěna přesnost, byli pomocníci vybaveni přehledem a popisem vzhledu vajec, kousky skořápek a byli schopni rozeznat druhy hnízdící v dutinách (Bent 1925). Prováděl se monitoring skořápek kachničky karolínské, morčáka chocholatého, hohola severního.

Během výzkumu kontrolovalo 41 pomocníků 3495 různých budek, celkově 10 071krát. V rámci výzkumu v bylo v oblasti 417 funkčních budek, které byly kontrolovány celých pět let a bylo zde kachničkou karolínskou ročně založeno 43 – 65 hnízd. Hustota rozmístění budek během 5-ti let byla okolo 167km<sup>2</sup> na jednu budku.

Vyhodnocení průzkumu významu budek pro vodní ptactvo, které hnízdí v dutinách, záviselo na několika předpokladech. Přesná identifikace hnízd byla nezbytná a bylo velice důležité přihlídnout k tomu, že četnost záznamů nebyla rovnoměrná, byla vyšší nebo nižší v průběhu let. Pomocníci byli schopni rozpoznat různé zbytky a pobytové znaky po obyvatelích budek. Není ale možné ověřit četnost pochybení při identifikaci druhu. Na 70 000 km<sup>2</sup> výzkumné plochy v Minnesotě bylo vytipováno několik hnízd tažných kachniček karolínských, které byly vybrány pro studium. V průběhu pěti let prokázal počet dospělých kachniček karolínských v hnízdním pokusu, ve 417 stejných budkách, vazbu na hnízdiště. Průzkum byl přizpůsoben každoroční migraci a loveckému tlaku.



Neodhalená vejce jako problém budek vodního ptactva (Dugger, Dugger, Fredrickson 1994; Zicus 2000). Monitoring budek vodního ptactva byl použit v řadě prací, které řešily úspěšnost zahnízdění, trendy populací a určení jejich roční produktivity (Zicus, Hennes 1987; Kelley 1997). Kontrola ptačích budek také poskytuje přehled a srovnání hojnosti druhů, tam kde se vyskytuje více než jeden druh hnízdící v dutinách (Zicus, Hennes 1988). Ačkoliv opakované průzkumy během období hnízdění poskytují možnost přesnějšího vyhodnocení produkce kachňat z budek (Utsey, Hepp 1997) jsou často jednotlivé průzkumy prováděny až po období hnízdění (Bellrose, Holm 1994). V severních regionech může být sledování takto načasováno z důvodu snadnějšího přístupu k budkám v pozdní zimě. Studie se zabývá vyhodnocením, která nevylíhnutá vejce kachničky karolínské (*Aix sponsa*), morčáka chocholatého (*Lophodytes cucullatus*) a hohola severního (*Bucephala clangula*) jsou rozbita anebo zmizí přes zimu. Vejce různých druhů, která zůstanou nedotčena, jsou nacházena v různých počtech. Nevylíhnutá vejce morčáků chocholatých se zdají být nejlépe rozpoznatelná, následují vejce kachničky karolínské a hohola severního. Tyto druhy jsou někdy sympatrické a rozdíl v počtu nevylíhnutých vajec nalezených v zimě, v budkách může podat přehled důležitých informací.

Přes zimu je přetrvání vajec v budce pravděpodobně závislé jak na tloušťce skořápky, tak na velikosti vejce. Vejce se slabou skořápkou jsou křehčí a malá vejce mohou být snadněji přemístěna pleniči hnízd než ta větší. Morčák chocholatý má skořápku vajec přibližně 1,5 krát silnější než hohol severní a dvakrát silnější než kachnička karolínská.

Hnízdní budky byly využity také při výzkumu rtuti ve vejcích kachniček karolínských ze znečištěných nádrží v jižní Karolíně, USA (Kennamer a kol. 2005). Rtuť znečišťující a ohrožující divoce žijící populace je v posledních letech často dokumentována a jeho biomonitoring se stává důležitým nástrojem pro stanovení kontaminace životního prostředí. Ptačí vejce umožňují chemické analýzy pro monitoring rtuti. Sběr vajec je zjednodušen použitím vajec druhů sídlících v dutinách, u kterých je možné snadno provádět monitoring hnízd umístěných v budkách. Studie se snažila určit, jak se rtuť dostane do vajec, jaké jsou rozdíly mezi hnízdy. Pro výzkum bylo posbíráno 138 vajec, ze třinácti kompletních hnízd v budkách, upravených pro kachničky karolínské (*Aix sponsa*), v průběhu let 1991 a 1992. Průzkum probíhal u znečištěné nádrže u elektrárny Savannah

River v jižní Karolíně. Celková rezidua rtuti ve vejcích a v hnízdech byla určena rozdělením množství rtuti dle složení vajec. Podrobně byla prozkoumaná vejce posbíraná z vyznačené lokality a bylo určeno množství rtuti obsažené v jednotlivých složkách vajec. Průměrně byl bílek kontaminován pětkrát více než žloutek, nejméně rtuti pak bylo ve skořápce. V průměru bylo v bílku obsaženo 86,1% rtuti, ve žloutku 11,2% a ve skořápce 2,7%. Rozdíl koncentrace rtuti ve všech složkách vajec není významný mezi hnízdy a mezi druhými hnízdy, které kachnička založí v tom samém roce. V dalších snůškách množství rtuti klesá v bílku a skořápce, ale ne ve žloutku. Výsledek zkoumání svědčí o tom, že snůška prvních vajec je vystavena největšímu množství působení rtuti, ve vyvíjejícím se embryu.

## 4. Metodika

### 4.1. Sběr dat

Primární úroveň sběru dat vycházela ze záznamů o čerpání příspěvků na vybrané činnosti mysliveckého hospodaření – titul Ga Zlepšování životních podmínek zvěře, podtitul Ga5 Hnízdní budky. Využita byla databáze za rok 2008 tak aby šetřené subjekty již měly určitou zkušenost s funkcí budek.

Kontakty na vybrané subjekty byly získány z Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti v.v.i.

Celkem bylo kontaktováno 52 subjektů (držitelů a uživatelů honiteb), prostřednictvím příslušných mysliveckých hospodářů.

Výběr subjektů se řídil náhodným výběrem, tak aby byly zastoupeny honitby ve všech krajích ČR, to umožnilo zastoupení všech typů regionů v ČR. Dalším krokem výběru bylo množství budek instalovaných v honitbě. Snahou bylo, aby v souboru byly zastoupeny jak honitby kde bylo instalováno jen několik budek (jednotky), tak honitby ve kterých byly instalovány desítky hnízdních budek. Velikost souboru zajišťuje i potřebné zastoupení jednotlivých typů stanovišť (např. lesní rybník, rybník v otevřené krajině, atd.).

Lokalizace honiteb se zkoumanými lokalitami, na nichž byly instalovány hnízdní budky je dokumentována obrázkem 4.

Sekundární úroveň sběru dat spočívala v telefonickém kontaktování mysliveckých hospodářů a vyplnění standardních formulářů. Formuláře vyplňoval vždy autor práce, otázky tázanému individuálně vysvětlil, případně zaznamenal nestandardní připomínky tázaného.

Šetřená data:

- honitba
- lokalita
- počet budek
- zdroj plánu konstrukce budky a konstrukce budky
- přistávací ploška u vletového otvoru
- vložení výstelky
- výška budky nad vodou

- vzdálenost budky od břehu
- vzdálenost mezi budkami
- trend obsazování budek
- % obsazených budek v jednotlivých letech
- prezentace predace
- prezentace predace
- výměra rybníků
- prostředí rybníku (les, otevřená krajina)
- přítomnost rákosových porostů
- přítomnost pobřežní dřevinné vegetace
- příkrmování kachen
- vypouštění kachen
- chov ryb

Databáze byla doplněna údaji o zalesnění příslušné ORP (%), výměře vodní plochy příslušné ORP a úlovcích kachen v příslušné ORP.

#### **4.2. Hodnocení dat**

V první fázi byla data za jednotlivé honitby a lokality tabelárně uspořádána.

Ve druhé fázi byl vyhledán vhodný matematicko-statistický nástroj. Pro statistické hodnocení významu vybraných faktorů, které mohou hypoteticky ovlivňovat osídlení budek kachnami byl použit Mann-Whitney U test. Test byl využit vzhledem k tomu, že soubory zkoumaných dat vykazovaly jiné než normální rozdělení. Principiálně spočívá test ve srovnání souborů obsazených a neobsazených budek, kterým jsou přiřazeny ekologické nebo technické charakteristiky.

Ve třetí fázi řešení proběhlo grafické vyhodnocení vybraných faktorů (BOX GRAPH).

V závěrečné fázi řešení bylo provedeno verbální vyhodnocení získaných výsledků a testovaných hypotéz s formulací doporučení.

Obr. 4: Vybrané lokality (honitby), ve kterých probíhala šetření



## 5. Výsledky

### 5.1. Matematicko statistické hodnocení

Odpovídající statistické charakteristiky jsou pro každý z hodnocených souborů uvedeny v tabelární formě, následně vyhodnoceny graficky a verbálně popsány.

Tabulka 1: Obsazení budek kachnami a typ jejich konstrukce

variable	Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000								
	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
vzor. bud.	430966,1	606554,1	249964,1	0,19911	0,84217	0,31161	0,75533	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory s různými typy konstrukce budek měly shodné obsazení kachnami a to tedy znamená, že budky vyrobené podle doporučení pro dotační titul měly stejné obsazení, jako když bylo použito konstrukce podle jiného vzoru.

Tabulka 2: Obsazení budek kachnami a vložení nebo absence výstelky

variable	Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000								
	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
výstelka	429268,1	608252,1	251362,1	-0,01923	0,98465	-0,10938	0,91289	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek do kterých byla vložena výstelka a soubory budek do kterých výstelka vložena nebyla měly stejné obsazení.

Tabulka 3: Obsazení budek kachnami a výška instalace nad vodní hladinou (rozmezí 15-90 cm).

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
v. n. voda	475486,0	562034,0	205444,0	5,927328	0,000000	6,006265	0,000000	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek, které byly instalovány v různých výškách nad vodou měly i různou obsazenost.

Tabulka 4: Obsazení budek kachnami a vzdálenost jejich instalace od břehu (m)

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
od břehu	454436,0	583083,0	226493,0	3,218970	0,001287	3,242757	0,001187	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek, které byly instalovány v různých vzdálenostech od břehu, měly i různé obsazení.

Tabulka 5: Obsazení budek kachnami a vzdálenost mezi jednotlivými budkami (m)

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
odstup	444176,0	593343,0	236753,0	1,898850	0,057587	1,911220	0,055970	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek s rozdílnou vzdáleností od sebe byly obsazovány se stejnou intenzitou.

Tabulka 6: Obsazení budek kachnami a meziroční trendy v jejich obsazování

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
trend	443316,0	594204,0	237614,0	1,788138	0,073758	2,242608	0,024928	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek s indikovaným trendem obsazení a soubory budek bez indikovaných trendů obsazení měly srovnatelnou intenzitu obsazení.

Tabulka 7: Obsazení budek kachnami a predace

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
predace	445856,0	591664,0	235074,0	2,114950	0,034430	2,444400	0,014510	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na lokalitách s různou intenzitou predáčního tlaku měly i rozdílnou intenzitu obsazení.

Tabulka 8: Obsazení budek kachnami a velikost výměry rybníka

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
rybník ha	473388,0	564131,0	207541,0	5,657450	0,000000	5,820960	0,000000	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s různou výměrou měly i různé obsazení kachnami.



Tabulka 9: Obsazení budek a prostředí rybníka les/otevřená krajina

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
rybníkl/p	452154,	585366,	228776,	2,92528	0,00344	4,31484	0,00001	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících v různém krajinném prostředí měly i různé obsazení kachnami.

Tabulka 10: Obsazení budek a přítomnost rákosového porostu na rybníce

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
rákos	443978,	593542,	236952,	1,87331	0,06102	3,12742	0,00176	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s rákosovým porostem nebo bez rákosového porostu, měly stejné obsazení kachnami.

Tabulka 11: Obsazení budek a přítomnost dřevinné pobřežní vegetace

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
dop. dřev	379090,	658430,	201184,	-6,4754	0,00000	-8,3728	0,00000	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s, nebo bez dřevinné pobřežní vegetace měly i různé obsazení kachnami.

Tabulka 12: Obsazení budek a prezentace nebo absence rekreace

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
rekrea	466404,	571116,	214526,	4,75878	0,00000	5,55207	0,00000	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s nebo bez rekreačního tlaku měly i různé obsazení kachnami.

Tabulka 13: Obsazení budek a příkrmování kachen

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
kmení	417018,	620502,	239112,	-1,5954	0,11062	-2,9309	0,00338	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s příkrmováním a bez příkrmování měly stejné obsazení kachnami.

Tabulka 14: Obsazení budek a vypouštění kachen z intenzivních chovů

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
vypouštění	456093,	581426,	224836,	3,43216	0,00059	3,53913	0,00040	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s nebo bez vypouštění kachen z intenzivních chovů měly různé obsazení kachnami.

Tabulka 15: Obsazení budek a výše lovu v honitbě

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
lov/MS	473963,	563557,	206967,	5,73136	0,00000	5,75252	0,00000	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek v honitbách s různou výší úlovků měly i různé obsazení kachnami.

Tabulka 16: Obsazení budek a intenzivní chov ryb

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
rybář	427596,	609924,	249690,	-0,23436	0,81470	-0,45819	0,64681	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících s intenzivním chovem ryb nebo bez něj měly stejné obsazení kachnami.

Tabulka 17: Obsazení budek a zalesnění v honitbě - %

Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc) By variable obsazenost/kod Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
%les	446540,	590980,	234390,	2,20295	0,02759	2,21590	0,02669	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících, které se nacházely ve více nebo méně lesnatých honitbách měly různé obsazení kachnami.

Tabulka 18: Obsazení budek a zalesnění v ORP - %

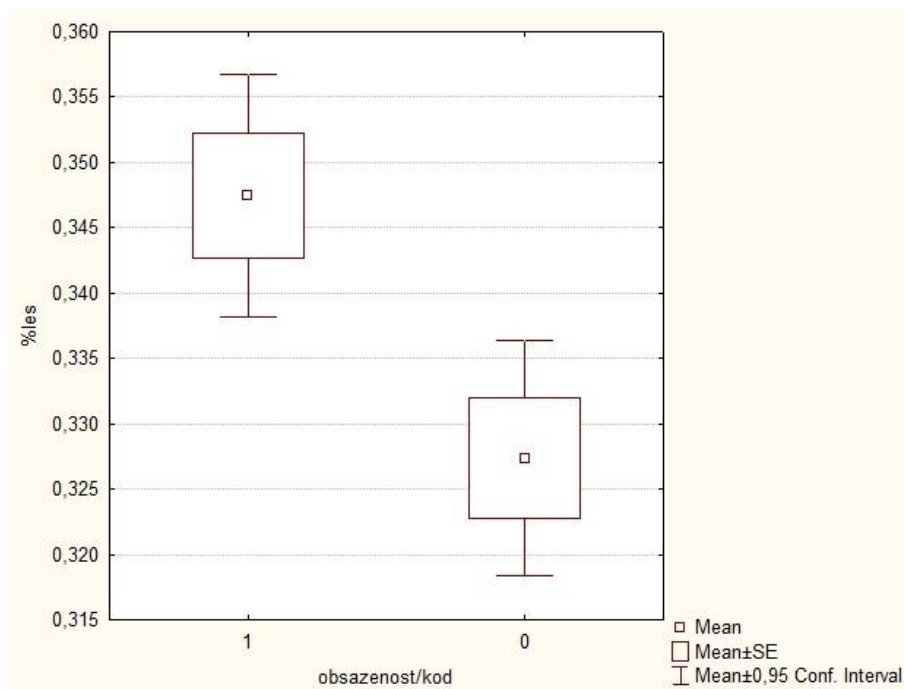
Mann-Whitney U Test (Diplomky Exc)									
By variable obsazenost/kod									
Marked tests are significant at p <,05000									
variable	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2
%voda	377667,4	659852,4	199761,4	-6,66	0,00	-7,29	0,00	596	844

Na základě matematicko statistického hodnocení je možno konstatovat, že soubory budek na rybnících, které se nacházely ve více nebo méně lesnatých regionech ORP měly různé obsazení kachnami.

## 5.2. Grafické vyhodnocení databáze

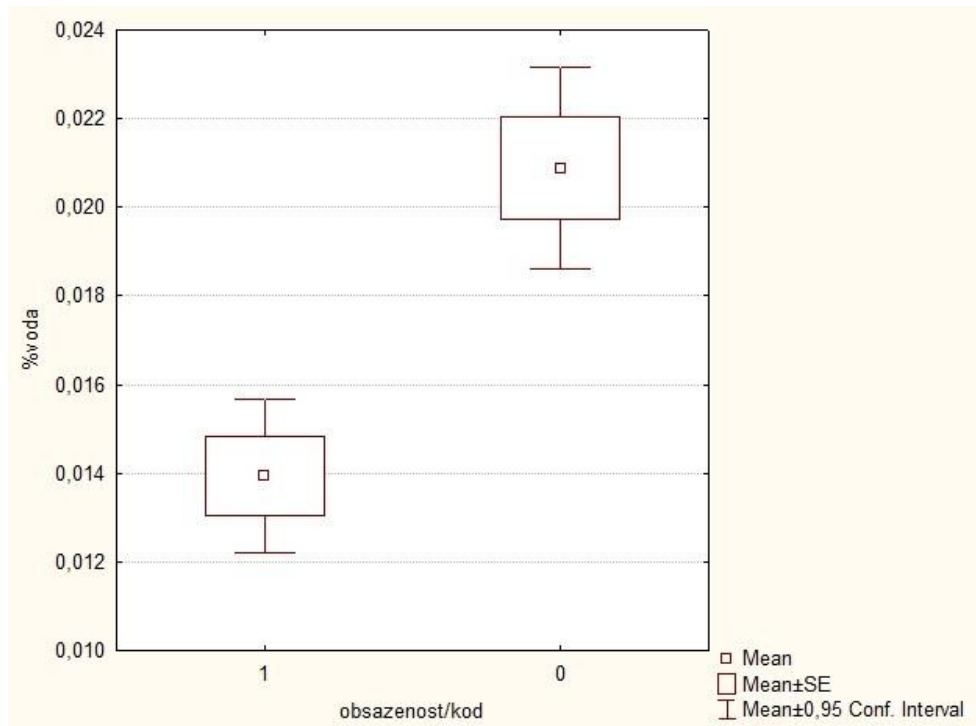
Pro grafické hodnocení vztahu intenzity obsazení budek a faktorů prostředí byl použit BOX GRAPH.

Graf 1: Diference budek a lesnatosti honitby



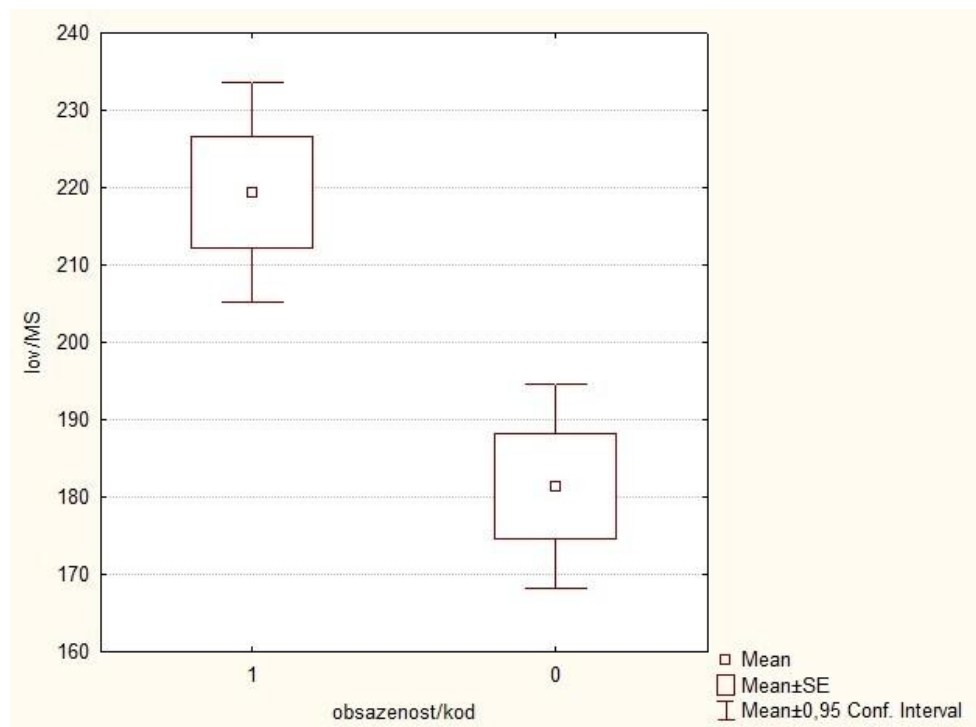
Graf č.1 zobrazuje diferenci mezi soubory budek a lesnatostí honitby, je zřejmé, že s lesnatostí honitby narůstá obsazení budek.

Graf 2: Vliv výměr vodních ploch v ORP na obsazení budek



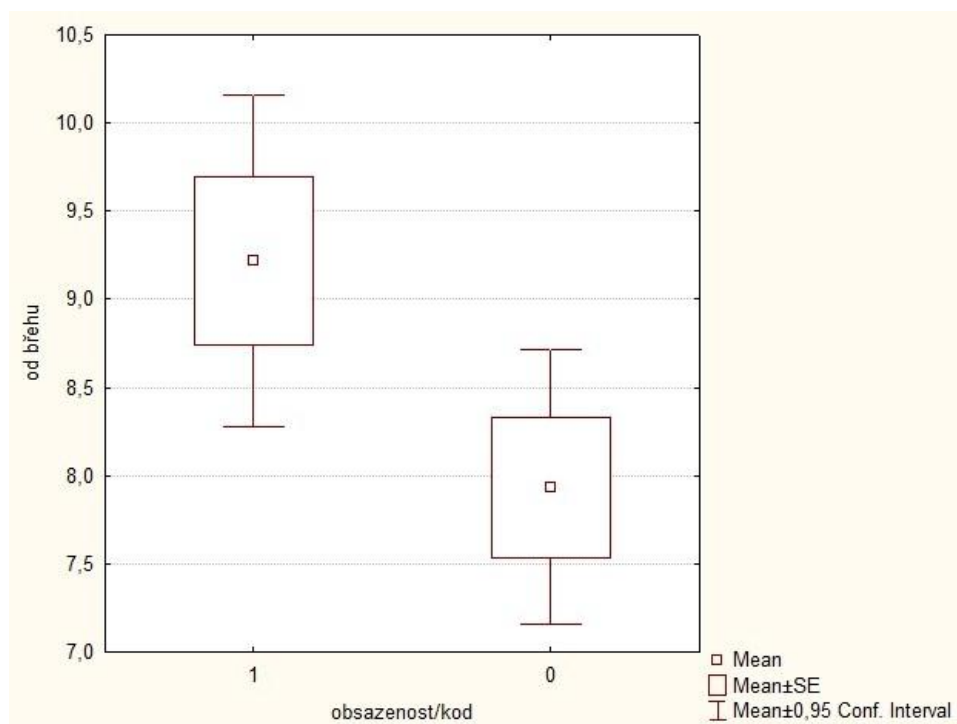
Graf č.2 je zřejmé, že se snižující se výměrou vodní plochy v ORP narůstá zájem kachen o obsazení budek.

Graf 3: Diference budek a lesnatosti honitby



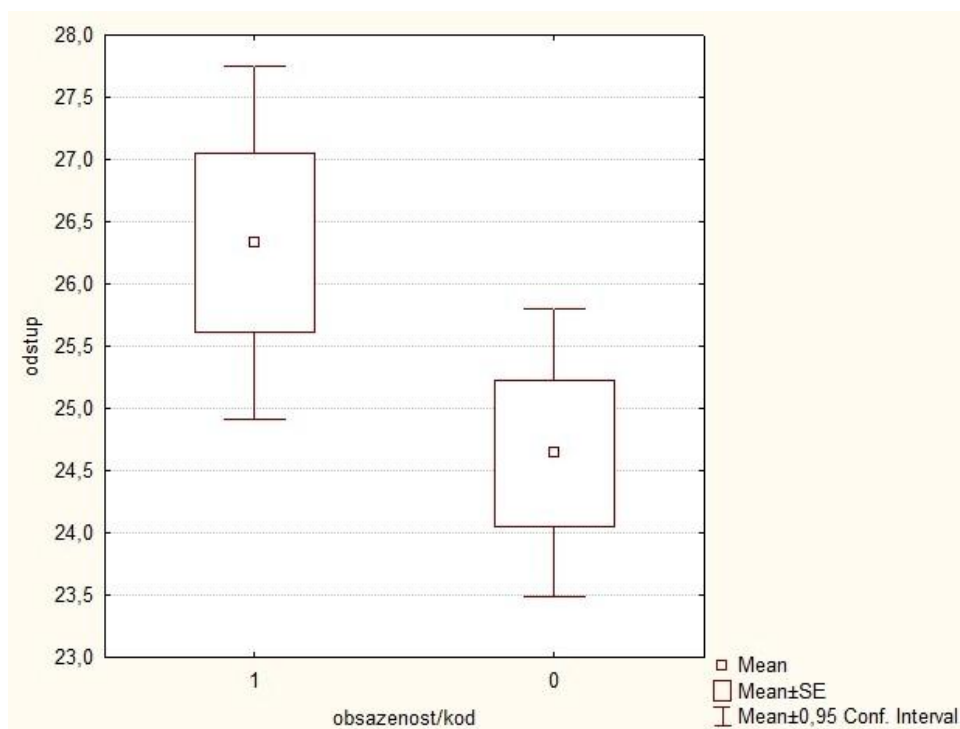
Graf č.3 ukazuje na kladnou závislost mezi výší lovu (počty kachen) a obsazením budek

Graf 4: Závislost mezi obsazením budek a nárůstem jejich vzdálenosti od břehu



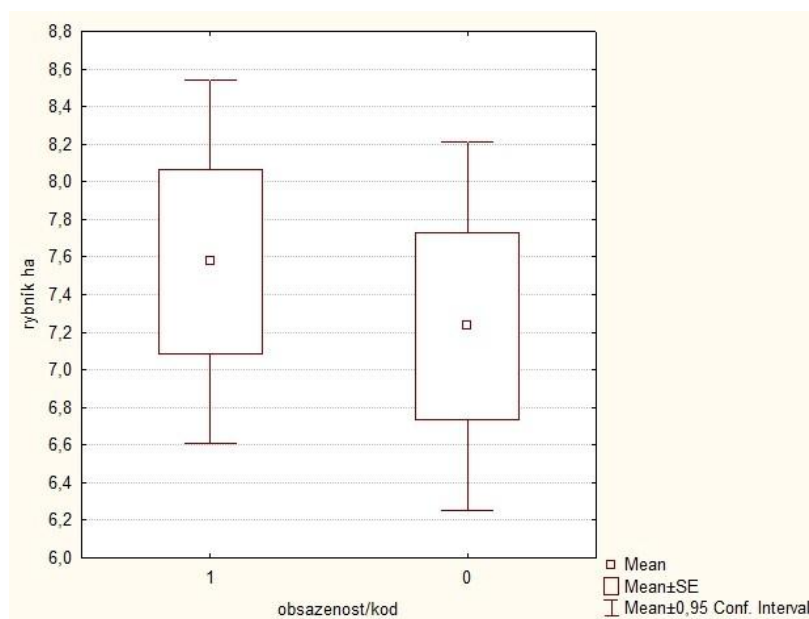
Graf č. 4 zobrazuje kladnou závislost mezi obsazením budek a nárůstem jejich vzdálenosti od břehu.

Graf 5: Závislost vzdáleností budek mezi sebou a jejich osídlením



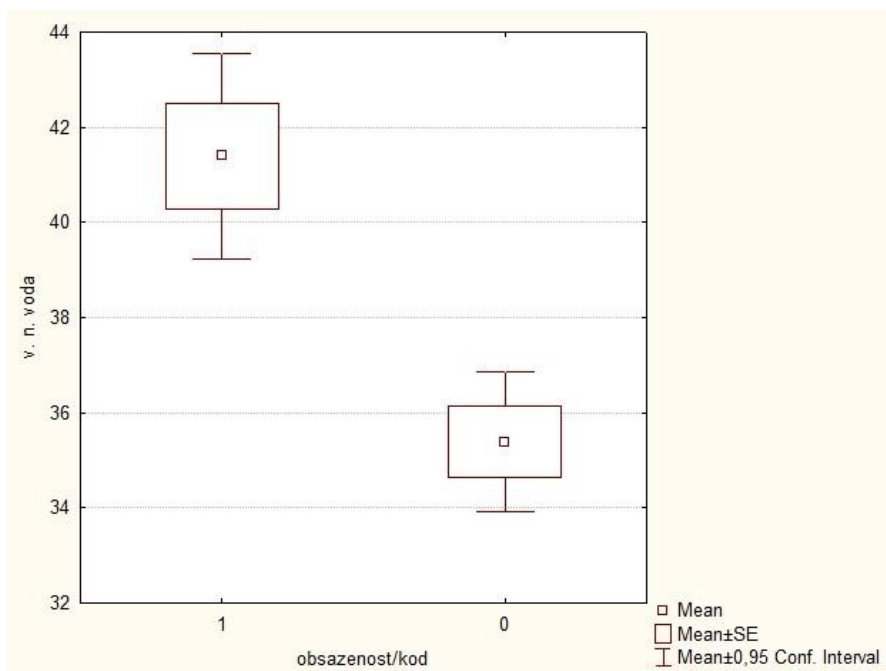
Graf č. 5 ukazuje na kladnou závislost mezi nárůstem vzdáleností budek mezi sebou a jejich osídlením.

Graf 6: Závislost mezi velikostí rybníku a pravděpodobností obsazení budky



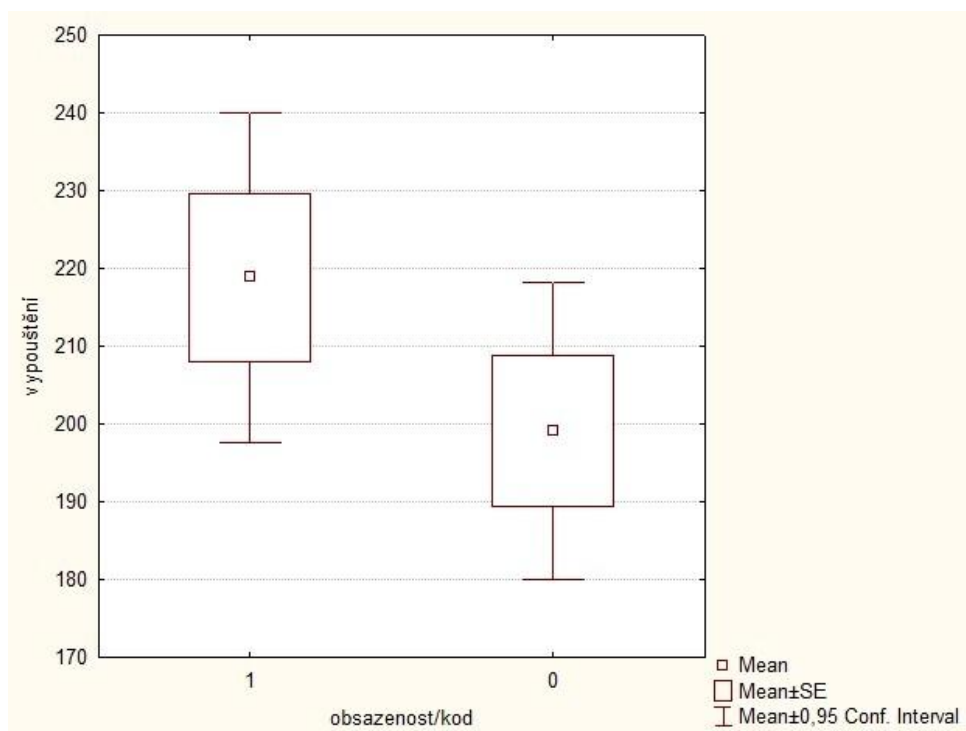
Graf č.6 ukazuje na kladnou závislost mezi velikostí rybníku a pravděpodobností obsazení budky.

Graf 7: Závislost mezi výškou budky nad hladinou a pravděpodobností jejího obsazení



Graf č.7 dokumentuje kladnou závislost mezi výškou budky nad hladinou a pravděpodobností jejího obsazení.

Graf 8: Závislost mezi vypouštěním kachen z intenzivních chovů a obsazeností budek



Graf č. 8 dokumentuje kladnou závislost mezi vypouštěním kachen z intenzivních chovů a obsazeností budek.



## 6. Diskuze

Výška budky nad vodou – provedenými šetřeními se podařila prokázat kladná závislost mezi výškou budky nad vodou a pravděpodobností jejího obsazení. U některých autorů nacházíme pouze spekulativní zmínky o tom, že kachny úspěšně hnízdí i v budkách, které jsou umístěny relativně vysoko nad zemí nebo nad vodou. Tak například Bouchner (1983), konstatuje, že z umělých hnízdišť, která byla umístěna na souši, na vodě a nad vodou, využívaly kachny nejvíce ta která byla umístěna nad vodou minimálně 20 cm. S touto zkušeností lze souhlasit, ovšem dle získaných výsledků lze doporučit výšku umístění budek nad vodou cca 50-100 cm (pro kachnu divokou).

Vzdálenost budky od břehu – ukázalo se, že čím dále je budka od břehu, tím větší je pravděpodobnost jejího obsazení a úspěšného vyvedení mladých. Bouchner (1983) doporučuje umístění budek několik metrů od břehu a zahraniční autoři pak uvádí, že pro ochranu před predátory není ani tak významná hloubka vody pod budkou jako její vzdálenost od břehu. Získané údaje jsou tedy ve shodě s dalšími autory.

Vzdálenost mezi budkami – provedená šetření ukázala na skutečnost, že vzdálenost mezi budkami zvětšuje pravděpodobnost jejich osídlení (doporučení alespoň 50 m). Šťastný, Bejček (1984), zjistili v extrémním případě na atraktivním ostrůvku o výměře 30 m<sup>2</sup> 9 hnízd. Havránek, Holá (2005) zkoumali hnízdní potenciál pobřeží rybníků a v případě přírodní populace považuje za maximální hustotu 22 párů na 1 km břehu, to je cca 45 m na jedno hnízdo. Tento údaj tedy podporuje dosažené výsledky. Bouchner (1983) doporučuje vzdálenost mezi budkami 50 m a Šeplavý a kol. (2010) upozorňuje na to, že není vhodné budky kumulovat a vytvářet nepřirozená hnízdní sídliště. V práci se podařilo, ve shodě s jinými autory, definovat minimální vzdálenost mezi budkami.

Výměra rybníka – na základě realizovaných šetření je možno konstatovat, že obsazení budek narůstá s výměrou rybníka. To potvrzuje i práce Šťastného, Bejčka (1984), kteří uvádí, že výměra rybníka má spolu s typem vegetace a profilem břehu zásadní význam na hustotu přirozených hnízdišť.

Zazvěřování lokalit kachnami z intenzivních chovů – vypouštění kachen z intenzivních chovů je kontroverzním krokem, který je směřován především na zvýšení tohoročních úlovků. Předkládaná práce však ukazuje na možnost pozitivního vlivu vypouštění kachen na obsazení budek. To může pramenit z pravděpodobně menších

migrací uměle odchovaných kachen a jejich vazby na lokalitu vypuštění. Na druhé straně však může být výše uvedený jev důsledkem skutečnosti, že vypouštění kachen je realizováno většinou na lokalitách s vyššími stavy kachen (přírodní populací), což může být ten pravý faktor stimulující vyšší obsazení budek. Havránek, Holá (2005) dokládají, že označené kachny byly loveny většinou do 5 km od místa označení a to platí i v průběhu více let. Borgström (2006) zjistil, že jedna samice hohola hnízdila od roku 1978 do roku 1990 každý rok v jedné budce.

Výše úlovku – počty ulovených kachen zřejmě souvisejí s obsazením hnízdních budek. Tuto skutečnost je však třeba interpretovat tak, že obsazení budek souvisí s počty kachen na lokalitě. To potvrzují i další autoři. Artmann a kol. (2001) uvádí, že nejefektivnější je instalace budek tam, kde je hodně kachen. To zprostředkovaně potvrzují i závěry dalších autorů.

Predace – o vlivu predace na obsazení hnízdišť svědčí jak výsledky předkládané práce tak zprávy jiných autorů. Esler (1993) zjistil, že kontroly hnízd člověkem zvyšují riziko preface a dále, že také hustota hnízd je faktorem, který ji zvyšuje. Naopak Ackermanova, Blackmera, Eadie (2004) studie zjistila, že hustota hnízd predaci neovlivňovala. Štastný, Bejček (1984) uvádí, že intenzita preface je svázána s kvalitou prostředí (krytem), zjištěný rozdíl činil více než 10%. Ackermann, Blackmur, Eadie (2004) uvádí, že preface je základní příčinou neúspěchu reprodukce pro většinu druhů ptáků. Šeplavý a kol. 2010 hodnotí umělá hnízdiště pro kachny jako systém pasivní ochrany před predátory. Gunnarson, Elmberg (2008) uvádí, že vyšší šance na úspěšné vyhníždění je tam, kde je kolem rybníků kryt, tedy u rybníků lesních. Preface přitom souvisí s početností populace ptáků, což potvrzuje i Andrén (1995). Bouchner (1983) nezaregistroval ani jeden případ preface hnízda v budkách pro kachnu divokou.

Charakter stanovišť – předkládaná práce potvrdila význam kvality prostředí (především krytu) pro obsazení budek. Ukázala se kladná závislost mezi obsazením budek a lesním prostředím a dřevinným porostem na březích (křoviny). To potvrzují práce dalších autorů jako je například Altmann, Arnold, Ball (2001), který však doporučuje instalovat umělá hnízdiště tam, kde je nedostatek krytu. Bouchner, Chaloupková, Havránek (1980) uvádí, že obsazení budek kachnami silně kolísá, podle stavu prostředí, což může být ovšem opět spojeno s počty kachen vůbec. Doporučuje také stejně jako další autoři instalovat budky na hranici nebo před hranici rákosových porostů (naše práce závislost neprokázala).

Poznatky z praxe ukazují, že i umístění budek přímo do rákosového porostu nesnižuje jejich obsazení a kachny je najdou.

Typ budek a výstelka – předkládaná práce nepotvrdila význam těchto faktorů pro intenzitu obsazení. Stejně i Šeplavý a kol. (2010) netrvá na doporučené konstrukci budky pro dotační titul. Zdá se, že přistávací plošky před vstupním otvorem do budky zvyšují pravděpodobnost predace, konstrukce budek bez tohoto prvku je možná. Butler (1998), však upozorňuje na to, že vzhled a materiál budek pro kachny může ovlivňovat jejich využívání.

Přesto, že Havránek (2012) uvádí nutnost vkládání a výměny výstelka v budkách, stejně jako Bouchner (1983), naše šetření tato doporučení nepotvrdila. To však může být ovlivněno charakterem souboru vstupních dat – v drtivé většině případů byla výstelka vkládána.

Trend obsazování budek na lokalitě – souvislost nárůstu obsazování budek v průběhu let se nepodařilo prokázat (hodnocené období 3 roky). Řad autorů však popisuje kladný vliv návyku kachen na hnízdní budky a narůstající tendence v průběhu let. Bouchner, Chaloupková, Havránek (1980) popisují vzestupnou tendenci obsazování budek v letech 1975-1980, ze 12% na 42%. Bishop, Baratt (1970) zjistili během šesti let nárůst obsazení budek z 26% na 87%. Naopak Ransom, Fretress (2007) popisují klesající trend obsazení budek pro kachničky karolínské z 56,5% v prvním roce na 20,6%. Podobně jako v předcházejících případech se nepotvrdil pozitivní vliv příkrmování na obsazování budek. Tato souvislost nebyla jinými autory řešena.

## 7. Závěr

Cílem řešení bylo vyhodnotit úspěšnost programu a především indikovat technicky i organizačně slabá místa jeho realizace a zpracovat doporučení, která by přispěla k dalšímu zvýšení efektivity instalace hnízdních budek v současné krajině.

Jako významné faktory, které ovlivňují pravděpodobnost obsazení budek kachnami byly vybrány následující: konstrukce budky (hypotéza nepotvrzena), vložení výstelky do budky (hypotéza nepotvrzena), výška instalace budky nad vodou (hypotéza potvrzena), vzdálenost budky od břehu (hypotéza potvrzena), vzdálenosti mezi budkami (hypotéza nepotvrzena), intenzita predace (hypotéza potvrzena), velikost rybníka (hypotéza potvrzena), prostředí rybníka - les x otevřená krajina, porosty rákosu v rybníce, dřevinný doprovod břehů (hypotéza potvrzena), rekreační tlak (hypotéza potvrzena), příkrmování kachen (hypotéza nepotvrzena), vypouštění kachen (hypotéza potvrzena), výše úlovků v honitbě (hypotéza potvrzena), výše úlovků v rámci ORP (hypotéza nepotvrzena), intenzita chovu ryb (hypotéza nepotvrzena), a trendy v intenzitě obsazování budek během několika let (hypotéza nepotvrzena).

Uvedené charakteristiky byly získány jednak projednáním s mysliveckými hospodáři v příslušných honitbách a jednak terénními kontrolami. Možnost matematicko statistického vyhodnocení a vypovídací schopnost takto získaného materiálu byla diferencovaná dle charakteru dat, dle možnosti jejich kvantifikace - někdy byl použit pouze index.

Na základě tohoto materiálu a literární rešerše bylo zpracováno metodické doporučení pro realizaci dotačního titulu Ministerstva zemědělství ČR „Hnízdní budky pro vodní ptáky“:

- instalace budek je nejefektivnější v oblastech a lokalitách s vyššími stavy kachen
- intenzita chovu ryb nemusí ovlivňovat obsazenost budek (nemluvě o přežití kachňat)
- různé formy rekreace ovlivňují obsazení budek
- budky je třeba instalovat především k těm částem pobřežní linie, na které se vyskytuje porost křovin a ostatních dřevin nebo rákosové porosty

- četnost instalovaných budek neřídít ani tak podle výměry rybníka, ale podle délky pobřežní linie (1 budka na 50 m)
- budky by měly být instalovány alespoň 35 cm nad nejvyšší předpokládanou výšku vodní hladiny
- v oblastech a lokalitách, kde jsou snůšky ohrožovány predátory (havranovití, norek, volavky a další) je možné odstranit plošinku před vletovým otvorem do budky
- vzdálenost budek od břehu by měla být co největší
- na základě literárních údajů a praktických zkušeností je třeba do budek vkládat výstelku
- na základě literárních údajů a praktických zkušeností je možno předpokládat nárůst obsazení budek
- vypouštění kachen z intenzivních chovů, pokud nejsou všechny uloveny může zvýšit obsazení budek

## 8. Literatura

ACKERMAN J.T., BLACKMER A.L., EADIE J.M., 2004: Is predation on waterfowl nests density dependent? *Oikos*, 107: 128-140.

ADORJAN S.S., KOLENOSKY G.B., 1969: A Manual for the identification of hairs of selected Ontario mammals. Ontario department of lands and forest research wildlife report, no. 90.

ALTMANN M.J., ARNOLD T.W., BALL I.J., 2001: *Wildlife Society Bulletin*, 29 (1): 232- 238.

ANDRÉN H., 1995: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. New York: 225-255.

BALÁT F., NOVOTNÝ I., 1972: Pokyny pro odchov kachny divoké, ČSAV. Brno: 25

BALÁT F., 1969: Zkušenosti s umělými hnízdišti pro divoké kachny. *Čs.ochrana přírody*, Bratislava,8: 171-174

BALL I.J., 1990: Artificial nest structures for Canada geese. *Fish and Wildlife leaflet* 13: 1-8.

BELLROSE F.C., HOLM D.J. 1994: Ecology and management of the Wood Duck. First edition, Stackpole Books: Mechanicsburg, Pennsylvania: 588 p.

BENT A.C., 1925: Life historie sof North American wildfowl. Order: Anseres (part II) U.S. Natl. Mus. Bulletin 130: 316 p.

BISHOP R., BARATT R., 1970: Use of artificial nests baskets by mallards. *J.Wildl.Mgmt.* 34. 4: 734 - 738

BORGSTRÖM E., 2006: On the breeding ecology of the Goldeneye *Bucephala clangula* in middle Värmland. *Onis Svecica*, 16: 235- 239.

BÖHNING-GAESE K., TAPRE M.L., BROWN J.H., 1993: Are declines in North America insectivorous songbirds due to causes on the breeding range? *Conserv. Biology* 7: 76-86.

BOUCHNER M., CHALOUPKOVÁ L., HAVRÁNEK F., 1980: Zlepšení hnízdních podmínek kachny divoké, *Závěrečná správa VÚLHM*: 39 s.

BOUCHNER M., 1983: Umělá hnízdiště pro kachny. *Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR*: 29 s.

BUTLER M.A., 1998: Validity of using artificial nests to assess duck-nest success. *Journal of Wildlife Management* 62 (1): 163-171.

COWARDIN L.M., GIMLER D.S., SCHAIFFER C.W., 1985: Mallard recruitment in the agricultural environment of North Dakota. *Wildlife Monogr.* 92: 37 p.

DUGGER B.D, DUGGER M. K., FREDRICKSON L.H., 1994: Hooded Merganser. *The birds of North America*, no. 98.

ESLER D., 1993: Factors influencing depredation of artificial duck nests. *J. Wildl. Manage* 57 (2): 244 p.

ESTIENNE H., 1969: Aménagement des territoires de chasse au petit gibier. *St.Hubert*.4:122-124

EVRARD J.O., 1996: Waterfowl use of nesting structures in Northwst Wisconsin. *Research management*, no. 39.

FOG J., LAMPIO T., ROOTH J., SMART M., 1982: Managing wetlands and their birds. Manual of wetland and waterfowl management. International waterfowl research Bureau.

GATTI A.R., 1987: Duck production: the Wisconsin picture. Wisconsin departure national resource management findings, no.1: 4.

GREENWOOD R.J., SARGEANT A.B., JOHNSON D.H. a kol., 1995: Factors associated with duck nest Access in the prairie podole region of Canada. Wildlife Monog.: 128 p.

GUNNARSSON G., ELMEBERG J., 2008: Density – dependent nest predation. Ibis, 150: 259-269.

HANZÁK J., 1963: Umělá hnízda pro divoké kachny. Myslivost.2: 21-23

HARTLEY M.J., HUNTER M.L.jr., 1998: A meta-analysis of forest cover, edge effects, nad artificial nest predation rates. Conservation biology 12: 465-469.

HAVRÁNEK F., MUSIL P., 1997: Kvalitativní a kvantitativní vyhodnocení stavu životního prostředí vodní pernaté zvěře v uplynulém desetiletí. Závěrečná zpráva IFER: 31 s.

HAVRÁNEK F., HOLÁ Š., 2005: Prvotní vyhodnocení a stanovení metodiky sledování výskytu stěhovavých druhů vodní pernaté zvěře. Závěrečná zpráva IFER: 31 s.

HAVRÁNEK F., 2012: ústní sdělení. Oddělení myslivosti, Jíloviště – Strnady, VÚLHM.

HEIN E.W., HEIN W.S.,1996: Effect of flagging on predation of artificial duck nests. Journal of Field Ornithology. 47 (4): 604-611.

HUDEC K., ČERNÝ W., 1983: Fauna ČSSR, Ptáci 3/I a 3/II.Praha, Academia: 893



KELLEY J.R.jr., 1997: Wood duck population monitoring initiative. Final report, Atlantic flyway council, Maryland: 248 p.

KENNAMER R., STOUT J.R., JACKSON B.P., COLWELL S.V., BRISBIN I.L.jr.,  
BURGER J., 2005: Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 24, no 7: 1793-1800.

KLETT A. T., SHAFFLER T.L., JOHNSON D. H., 1988: Duck nest access in the prairie  
podole region. Journal Wildlife Management 52: 431-440.

KRUPKA J., SOBORSKI S., 1972: Sztuczne gniazdowanie dzikich kaczek. Lowiec pol.,  
5: 7

LEE F.B., 1955: Wood duck float counts. Minnesota departure conservation., Game  
reserve project Q. programe Rep. 15: 61-62.

MERRIE T.D.H., 1979: Success of artificial island nest-sites for divers. British birds 72  
(1): 32-33.

MARTIN T.E., 1988: On the advantage of being differnt: nest predation and the  
koexistence of birds species. Proc. Natl Acad. Sci. 85: 2196-2199.

MC LAUGHLIN C.L., GRICE D., 1952: The effectiveness of large-scale erection of wood  
duck boxes as a management procedure. Trans. North Am. Wildlife Conf. 17: 242-259.

NEVCOV V.,V., 1956: Ochotnice promyslovye vodoplavaiuscie pticy rybnskogo  
vodochranilisca. Trudy Darvinskogo gosud. Zapovednika, 3: 91-292

OLSON R., ROHWER F.C., 1998: Journal of wildlife management, 62 (3): 1142 p.

OWEN M., BLACK J.M., 1990: Waterfowl ecology. Chapman and Hall, New York.

PAGE G.W., STENZEL L.E., WINKLER D.W. a kol., 1983: Spacing out of Mono Lake: breeding access, nest density and predation in the snowy plover. *Auk* 100: 13-24.

PATON P.W.C., 1994: The effect of edge on avian nest access. How strong is the evidence? *Conservation biology* 8: 17-26.

PIERREE J.P., BEARS H., PASZKOWSKI C.A., 2001: Effects of forest harvesting on nest predation in cavity-nesting waterfowl. *Auk* 118(1): 224-230.

RANSOM D.jr., FRANTRESS C.D., 2007: Monitoring Texas wood duck with a cooperative nest-box program. *Journal of Wildlife Management*. 71 (8): 2743-2748.

RICKLEFS R.E., 1969: An analysis of nesting mortality in birds. *Smiths. Cont. Zool.* 9: 1-48.

SCHIECK J.O., HANNON S. J., 1993: Clutch predation, cover, and the overdispersion of nests of the willow ptarmigan. *Ecology* 74: 743-750.

STEWART P.A., 1958: Some wood duck census methods and their evaluation. *Ohio Coop* 209: 13 p.

STUBBE H., a kol., 1987: *Buch der Hege – Band 2 Federwild*, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 348 p.

ŠEPLAVÝ P., VOVESNÝ P., RUŽIČKA J., HAVRÁNEK F., BUKOVJAN K., 2010: Příspěvky na vybrané činnosti mysliveckého hospodaření. Ministerstvo zemědělství: 33 s. ISBN 978-80-7084-004-7

ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., 1984: Zkušenosti s melioracemi rybníků jako hnízdišť vodního ptactva: závislost vodního ptactva na rybníčních úpravách. In: *Sborník Vodní ptactvo a jeho prostředí v ČSSR*. Brno: 241-254

ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., 1984: Úspěšnost hnízdění vodního ptactva na rybníčních ostrovech: závislost vodního ptactva na rybníčních úptavách. In: Sborník Vodní ptactvo a jeho prostředí v ČSSR. Brno: 241-254

ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. 2001-2003. Aventinum: 463

ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., KOUBEK P., HAVRÁNEK F., 2002: Myslivecky významné ptačí druhy a jejich management. Závěrečná správa IFER: 38 s.

TINBERGER N., IMPEKOVEN M., FRANEK D., 1967: An experiment on sparing-out as a defence against predation. Behaviour 28: 307-321.

UTSEY F.M., HEPP G.R., 1997: Frequency of nest box maintenance: effects on Wood Duck nesting in South Carolina. Journal of Wildlife Management 61: 801-807.

WALLIS R.L., 1992: A key for the identification of guard hairs of some Ontario mammals. Canadian Journal of Zoology 71: 587-591.

ZASADIL P., 2001: Ptačí budky a další způsoby zvyšování hnízdních možností ptáků. Metodická příručka č.20 ČSOP. Praha

ZICUS M.C., 2000: Undetected eggs: A waterfowl nest box surfy problem? Canadian field-naturalist, 114 (2): 292-295.

ZICUS M.C., RAVE D.P., BUITENWERF M.L., 1997: Influence of land use on mallard nest structure occupancy. Wildlife Pops. and Res.: 129-143.

ZICUS M.C., HENNES S.K., 1987: Use of nest boxes to monitor cavity-nesting waterfowl populations. Wildlife Soc. Bulletin 15: 525-532.

ZICUS M.C., HENNES S.K., 1988: Cavity nesting waterfowl in Minnesota. *Wildfowl* 39: 115-123.

ZIMMERLING J.R., FISHER J.R.: Mallard use of hen houses in eastern Ontario. Dostupné: <http://www.ace-eco.org/vol1/iss2/art6/> (cit. 3.4. 2012).

## **Seznam obrázků, tabulek, grafů**

### **Seznam obrázků**

Obr. 1: Typ budky pro kachnu divokou (Bouchner 1983) .....	15
Obr. 2: Typ budky pro hohola severního (Bouchner 1983).....	16
Obr. 3: Umělá hnízdiště pro kachny a husy (Stubbe a kol. 1987) .....	22
Obr. 4: Vybrané lokality (honitby) ve kterých probíhala šetření.....	37

### **Seznam tabulek**

Tabulka 1: Obsazení budek kachnami a typ jejich konstrukce.....	38
Tabulka 2: Obsazení budek kachnami a vložení nebo absence výstelky .....	38
Tabulka 3: Obsazení budek kachnami a výška jejich instalace nad vodní hladinou (rozmezí 15-90 cm).....	39
Tabulka 4: Obsazení budek kachnami a vzdálenost jejich instalace od břehu (m) .....	39
Tabulka 5: Obsazení budek kachnami a vzdálenost mezi jednotlivými budkami (m) .....	39
Tabulka 6: Obsazení budek kachnami a meziroční trendy v jejich obsazování .....	40

Tabulka 7: Obsazení budek kachnami a predace.....	40
Tabulka 8: Obsazení budek kachnami a velikost výměry rybníka .....	40
Tabulka 9: Obsazení budek a prostředí rybníka les/otevřená krajina.....	41
Tabulka 10: Obsazení budek a přítomnost rákosového porostu na rybníce .....	41
Tabulka 11: Obsazení budek a přítomnost dřevinné pobřežní vegetace .....	41
Tabulka 12: Obsazení budek a prezentace nebo absence rekreace.....	42
Tabulka 13: Obsazení budek a příkrmování kachen.....	42
Tabulka 14: Obsazení budek a vypouštění kachen z intenzivních chovů.....	42
Tabulka 15: Obsazení budek a výše lovu v honitbě .....	43
Tabulka 16: Obsazení budek a intenzivní chov ryb.....	43
Tabulka 17: Obsazení budek a zalesnění v honitbě - % .....	43
Tabulka 18: Obsazení budek a zalesnění v ORP - % .....	44
<b>Seznam grafů</b>	
Graf 1: Diference budek a lesnatosti honitby .....	44
Graf 2: Vliv výměr vodních ploch v ORP na obsazení budek.....	45
Graf 3: Závislost mezi výší lovu (počty kachen) a obsazením budek . <b>Chyba! Záložka není definována.</b>	
Graf 4: Závislost mezi obsazením budek a nárůstem jejich vzdálenosti od břehu .....	46
Graf 5: Závislost vzdáleností budek mezi sebou a jejich osídlením.....	46
Graf 6: Závislost mezi velikostí rybníka a pravděpodobností obsazení budky. ....	47
Graf 7: Závislost mezi výškou budky nad hladinou a pravděpodobností jejího obsazení...	47
Graf 8: Závislost mezi vypouštěním kachen z intenzivních chovů a obsazeností budek ....	48