

**VLIV ANTROPICKÝCH ZÁSAHŮ NA ORNITOCENÓZU  
OKOLÍ PARDUBIC V LETECH 1976 - 1988**

**INFLUENCE OF ANTROPIC INTERVENTION TO ORNITHOCENOSE  
AROUND PARDUBICE IN 1976 - 1988**

Vladimír Lemberk

## 1. ÚVOD

Zkoumání vztahů živých organismů k prostředí, v němž žijí, nabývá stále více a rychleji na svém významu. Je to podmíněno překotným rozvojem civilizace a z něho pramenící nutnosti optimalizace vztahů mezi potřebami společnosti a přírodním prostředí.

Při úpravě krajiny mizí mnoho původních stanovišť. Je proto třeba přesně znát složení rostlinných i živočišných společenstev na mizejících biotopech, abychom měli představu, které druhy a do jaké míry jsou jejich odstraňováním ohroženy (JANDA et ŘEPA 1986). Poznání těchto negativních vlivů lidské činnosti na biocenózu mohou přinést jen dlouhodobé srovnávací studie, postihující složení určitého společenstva daného území před a po provedení určitého zásahu.

Příspěvkem k této otázce má být i předložená práce, která se zabývá změnami ornitocenózy slepých ramen Labe v nejbližším okolí Pardubic v závislosti na výstavbě nových sídlišť a komunikací na těchto územích. Během let 1976 - 1988 prodělala lokality, kterou jsem si zvolil, i její nejbližší okolí dosti závažné změny, týkající se narušení původních stanovišť. Tyto změny se samozřejmě odrazily i ve změně složení ptačího společenstva, které jsem v uvedených letech sledoval. Změny jsem se snažil kvantitativně vyjádřit cenologickými hodnotami. Ke společenstvu ptáků jsem tedy přistupoval jako indikátorovému společenstvu - ukazateli stavu prostředí daného území.

Zároveň byl obdobný výzkum proveden v nezasazené kontrole lokalitě, charakterem biotopu identické. Tak bylo možné prokázat míru negativních antropických zásahů v sledované lokalitě na strukturu ornitocenóz.

Rád bych touto cestou srdečně poděkoval JUDr. Františku Obhlidalovi a RNDr. Janu Sklenářovi za cenné náměty, poskytnutí odborné literatury, za dlouhodobé vedení a projevený zájem o vypracování této práce.

## 2. MATERIÁL A METODIKA

### 2.1. Popis lokality

Sledovaná lokalita leží v bezprostřední blízkosti hranic

intravilánu Pardubic při jeho západní straně. Rozkládá se na levém břehu Labe nedaleko nádraží ČD. Výměra sledované plochy je 30 ha, nadmořská výška 215 metrů.

Z hlediska typologie vegetačního krytu se jedná o pozůstatek lužních společenstev, osídlovících v minulosti téměř celé aluvium východního Polabí. V lokalitě tyto fytocenózy zahrádají břehy tří mrtvých ramen Labe, která byla původně propojena. V souvislosti s přirozeným zazemňováním a v posledních letech i se zasypáváním těchto ramen při stavební činnosti, se volná hladina uvedených mrtvých ramen postupně zmenšuje.

Vegetace sledované lokality je převážně tvořena zbytkem původního luhu společenstev *Querco-Ulmetum* a *Quero-Populetum* (MIKYŠKA 1969). Tato lužní společenstva jsou ovšem v lokalitě omezena na pobřežní partie mrtvých ramen, na ostatním území byly původní porosty odstraněny a v současnosti se zde nacházejí louky, zejména typu bezkolencových a pcháčových luk, místy mokré. Mezi nejrozšířenější dřeviny stromového a keřového patra patří *Quercus robur* L., *Fraxinus excelsior* L., *Populus nigra* L., *Alnus glutinosa* L., *Ulmus carpinifolia* Gled., *Betula verrucosa* Ehrh., *Sambucus nigra* L., *Frangula alnus* Mill., *Padus racemosa* (Lam.), *Cornus sanguinea* L., *Salix alba* L., *Salix fragilis* L., *Berberis vulgaris* L., *Prunus spinosa* L., *Corylus avellana* L., *Carpinus betulus* L..

Bylinné patro je tvořeno zejména druhy *Aegopodium podagraria* L., *Urtica dioica* L., *Glechoma hederacea* L., *Galium aparine* L., *Lysimachia nummularia* L., *Rubus caesius* L.. Luční porosty jsou charakterizovány druhy *Cardamine pratensis* L., *Alopecurus pratensis* L., *Festuca pratensis* Huds., *Molinia caerulea* (L.).

Mrtvá ramena Labe jsou zejména v mělkých částech zarostlá druhy *Phragmites australis* (Cav.), *Typha latifolia* L. a *Lemna* sp..

Klimaticky patří sledovaná lokalita do oblasti teplé, mírně suché. Roční průměr teplot 8,4°C, srážek 599 mm (VESECKÝ 1960).

Abych mohl lépe prokázat bezprostřední vliv antropických zásahů na strukturu ornitocenózy sledované lokality, provedl jsem v letech 1987 a 1988 srovnávací výzkum ornitocenózy stejnou metodikou v kontrolní lokalitě charakterem biotopu identické. Kontrolní lokalita se nachází na pravém břehu Labe nedaleko sídliště Polabiny III. I zde se jedná o mrtvé rameno s pozůstatky lužních společenstev na březích, s přibližně stejným zastoupením luk a volných ploch a se stejným druhovým složením vegetace. Výměra kontrolní lokality je 15 ha.

## 2.2. Metodika

Lokalitu jsem v hnězdních sezónách let 1976-1988 navštěvoval pravidelně nejméně dvakrát týdně, zpravidla v ranních (5. - 8. hod. SEČ) či odpoledních (15. - 18. hod. SEČ) hodinách. Totéž platí pro kontrolní lokalitu a sezóny 1987 a 1988.

Ke zjištění kvantitativního složení ptačích populací jsem použil pouze počet hnězdících druhů (mimo mláďata), přičemž jsem používal metody plošné (HUDEC 1963, ŠTASTNÝ 1974) v kombinaci s metodou mapovací (ŠTASTNÝ 1974, JANDA et ŘEPA 1986). Tyto jsou považovány za jedny z nejvhodnějších právě při výzkumu hnězdní ornitocenózy. Ptáci jsou v tomto období vázani k určitému místu hnězdem a teritoriem a je tedy možné dosáhnout velmi přesných výsledků. Sledovanou plochu jsem rozdělil koliky na síť čtverců 100x100 m a těmito čtverci, vyznačenými i do používaných mapek, jsem se po celý výzkum řídil. Stejně jsem postupoval i při výzkumu ornitocenózy kontrolní lokality.

Při porovnání ptačích společenstev jednotlivých let výzkumu jsem využil následujících cenologických charakteristik ornitocenóz: abundance A (OBHLÍDAL 1977), denzita d (PIKULA 1976), dominance D (PIKULA 1976), druhová diversita H' (SHANNON et VEAVER 1949), ekvitabilita J (ODUM 1977), druhová identita QS (PIKULA 1976), index dominance DI (MAC NAUGHTON et WOLF 1970) a index spokojeného návštěvníka I (CHANTER et OVEN 1976).

## 3. VLASTNÍ PRÁCE

### 3.1. Narušení biotopu lokality během let 1976 - 1988

Zbytky přirozené vegetace lužních lesů lokality byly ještě v 70. letech refugiem vzácných druhů ptáků. Hned v počátečních letech sledování (1978 - 1980) však došlo zde v souvislosti s rozširováním sídlištní zástavby až bezprostředně ke hranicím lokality k následujícím negativním jevům. V prvé řadě tím bylo zvýrazněno rozhraní mezi biotopem lokality a okolním územím, čímž se zmenšila ekologická stabilita této výměrem nevelké lokality (30 ha). Rovněž komunikace na hranicích sledované plochy získaly s výstavbou sídlišť na důležitosti (mnohem větší využívání). V následujících letech bylo možné i prokázat daleko větší frekvenci návštěvníků, kteří zde nacházeli místo k rekreaci v blízkosti sídlišť.

Všechny tyto jevy vedly k snížení počtu hnězdících druhů ptáků i kvantity hnězdících ptáků, především v letech 1979 a 1980.

V roce 1981 byla započata výstavba čtyřproudé komunikace dálničního typu spojující Chrudim a Hradec Králové, vedoucí územím lokality. V souvislosti s touto výstavbou došlo zde zhruba na třetině plochy lokality ke zničení přirozeného biotopu (zasypání části mrtvého ramene, vykácení vegetace, vysušení podmáčených luk). Uvedené jevy představovaly důležité narušení

ekologické rovnováhy území a vedly mimo jiné k postupnému úbytku avifauny co do kvality i kvantity. Tím se také výměra přirozeného a relativně nezasaženého stanoviště snížila z původních 30 ha na 22 ha.

Během let 1985 - 1987 došlo k další exploataci lokality stavební činnosti. Na dvou místech, v jižní a východní části území, bylo přistoupeno k výstavbě hospodářských budov, což si opět vyžádalo zničení vegetace s odstraněním bylinného pokryvu. Touto stavební činností došlo v kombinaci s výstavbou zmíněné komunikace k celkovému zničení nejméně 13 ha plochy, takže relativně nepozměněná stanoviště se rozkládala pouze na 17 hektarech. Rovněž vedlejší vliv bezprostřední blízkosti těchto stavebních činností na průběh hnizdění, možnosti sběru potravy a úkrytu ptáků je neoddiskutovatelný.

### 3.2. Výsledky kvalitativního výzkumu

Během výzkumu jsem za 13 let zjistil celkem 106 druhů ptáků, z toho 53 prokazatelně hnizdících. Pro tuto práci mají význam pouze druhy hnizdící, které nejlépe vyjadřují stupeň nařušení hnizdního stanoviště.

Od roku 1976 do roku 1984 ubylo celkem 18 hnizdících druhů ptáků (tab. 4), což představuje úbytek o 44 % z původního stavu. V letech 1985 - 1988 vyhnizdily v lokalitě do té doby nehnizdící kulturofilní druhy (*Passer domesticus*, *Serinus serinus*) v souvislosti s výstavbou budov. Rovněž došlo k opětovnému zahnizdění druhu *Turdus pilaris* a nově *Circus aeruginosus* (tento druh se v součastnosti šíří a často hnizdí i v relativně nepříznivých podmírkách), takže se počet hnizdících druhů zvýšil.

### 3.3. Abundance a denzita

Hodnoty celkové abundance (A) i denzity (d) hnizdících druhů od roku 1976 do roku 1984 neustále klesají (tab. 1 a 2). Abundance se zmenšila z 214 v roce 1976 na 102 hnizdících exemplářů v roce 1984 a denzita z 7,13 ex./ha na 3,40 ex./ha, což představuje snížení v těchto letech na 48 % z původního stavu. V letech 1985 - 1988 došlo sice k mírnému zvýšení abundance

(nejvíce v r. 1986 o 24 ex. oproti r. 1984), ovšem toto zvýšení bylo způsobeno výskytem druhu *Turdus pilaris* a nových druhů, které k hnizdění využily staveniště na okrajích lokalit. Průběh změn celkové denzity v jednotlivých letech je vyjádřen v grafu na obr. 5.

Tab. 1: Hodnoty abundance hnizdících druhů - A [ex.] v období 1976 - 1988

The values of nesting birds species abundance - A [ex.] in 1976 - 1988

| species                        | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Acrocephalus arundin.</i>   | 6    | 4    | 2    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>A. palustris</i>            | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    |
| <i>A. schoenobaenus</i>        | 2    | 2    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 2    |
| <i>A. scirpaceus</i>           | 8    | 8    | 4    | 4    | 8    | 4    | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    |
| <i>Alauda arvensis</i>         | 8    | 2    | 4    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Anas platyrhynchos</i>      | 0    | 2    | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Asio otus</i>               | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Carduelis carduelis</i>     | 4    | 6    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 4    | 2    | 2    |
| <i>Carduelis chloris</i>       | 6    | 6    | 4    | 6    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 4    |
| <i>Coccothraustes coccoth.</i> | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Circus aeruginosus</i>      | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| <i>Corvus monedula</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 8    | 8    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Cygnus olor</i>             | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| <i>Dendrocopos major</i>       | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Emberiza citrinella</i>     | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| <i>E. calandra</i>             | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>E. schoeniclus</i>          | 4    | 4    | 4    | 2    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 4    | 0    | 2    | 0    |
| <i>Erythacus rubecula</i>      | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Falco tinnunculus</i>       | 2    | 4    | 4    | 4    | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Ficedula albicollis</i>     | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>F. hypoleuca</i>            | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Fringilla coelebs</i>       | 14   | 12   | 12   | 10   | 4    | 6    | 6    | 6    | 4    | 6    | 6    | 4    | 6    |
| <i>Fulica atra</i>             | 26   | 24   | 26   | 22   | 18   | 8    | 6    | 10   | 6    | 6    | 6    | 6    | 6    |
| <i>Gallinula chloropus</i>     | 18   | 18   | 16   | 16   | 6    | 4    | 6    | 4    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Jynx torquilla</i>          | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Lanius collurio</i>         | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Locustella fluviatilis</i>  | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 0    | 2    | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    |
| <i>L. naevia</i>               | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Luscinia megarhynchos</i>   | 6    | 6    | 6    | 4    | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    |
| <i>Oriolus oriolus</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Parus caeruleus</i>         | 0    | 0    | 2    | 0    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 2    | 2    |
| <i>P. major</i>                | 2    | 4    | 4    | 2    | 4    | 4    | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 4    | 4    |
| <i>Passer domesticus</i>       | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 6    | 8    | 8    |
| <i>P. montanus</i>             | 8    | 16   | 22   | 20   | 22   | 24   | 24   | 30   | 32   | 26   | 30   | 30   | 26   |
| <i>Perdix perdix</i>           | 4    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Phoenicurus ochruros</i>    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| <i>Phylloscopus collybita</i>  | 8    | 10   | 8    | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 6    | 4    | 4    | 4    |
| <i>P. trochilus</i>            | 4    | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 2    | 4    | 2    | 4    | 4    |
| <i>Pica pica</i>               | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Picus viridis</i>           | 0    | 2    | 2    | 0    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |

Pokračování Tab. 1 (contd)

| species                       | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Prunella modularis</i>     | 2    | 2    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 0    | 2    | 2    | 0    | 0    |
| <i>Remiz pendulinus</i>       | 2    | 2    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 0    | 2    | 2    | 0    | 2    |
| <i>Serinus serinus</i>        | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 2    | 2    | 2    |
| <i>Sturnus vulgaris</i>       | 0    | 0    | 2    | 0    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    | 2    |
| <i>Sylvia atricapilla</i>     | 10   | 12   | 10   | 10   | 6    | 6    | 6    | 6    | 4    | 6    | 6    | 4    | 4    |
| <i>S. borin</i>               | 4    | 2    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>S. communis</i>            | 6    | 8    | 6    | 4    | 6    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    | 4    |
| <i>S. curruca</i>             | 6    | 8    | 6    | 6    | 4    | 4    | 4    | 2    | 2    | 4    | 2    | 4    | 2    |
| <i>Troglodytes troglodyt.</i> | 4    | 6    | 4    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Turdus merula</i>          | 12   | 16   | 14   | 16   | 6    | 8    | 8    | 6    | 6    | 6    | 6    | 6    | 6    |
| <i>T. philomelos</i>          | 8    | 10   | 12   | 12   | 6    | 6    | 8    | 8    | 6    | 6    | 8    | 6    | 6    |
| <i>T. pilaris</i>             | 0    | 0    | 0    | 0    | 16   | 0    | 0    | 0    | 0    | 12   | 8    | 6    | 8    |
| <i>Vanellus vanellus</i>      | 0    | 2    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| $\Sigma$                      | 214  | 234  | 220  | 194  | 168  | 132  | 130  | 116  | 102  | 122  | 126  | 120  | 120  |
| $\bar{x}$                     | 5,22 | 5,44 | 5,64 | 5,53 | 5,09 | 4,71 | 4,48 | 4,64 | 4,43 | 4,69 | 4,67 | 4,62 | 4,62 |

Tab. 2: Hodnoty denzity hnizdících druhů ptáků - d [ex.ha<sup>-1</sup>] v období 1976 - 1988

The values of nesting birds species density  
- d [ex.ha<sup>-1</sup>] in 1976 - 1988

| species                        | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Acrocephalus arundin.</i>   | 0,20 | 0,13 | 0,07 | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>A. palustris</i>            | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    |
| <i>A. schoenobaenus</i>        | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0,07 | 0,07 |
| <i>A. scirpaceus</i>           | 0,27 | 0,27 | 0,13 | 0,13 | 0,27 | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| <i>Alauda arvensis</i>         | 0,27 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Anas platyrhynchos</i>      | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0,13 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Asio otus</i>               | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Carduelis carduelis</i>     | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Carduelis chloris</i>       | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,13 |
| <i>Coccothraustes coccoth.</i> | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Circus aeruginosus</i>      | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Corvus monedula</i>         | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,27 | 0,27 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Cygnus olor</i>             | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Dendrocopos major</i>       | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Emberiza citrinella</i>     | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>E. calandra</i>             | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>E. schoeniclus</i>          | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0    | 0,07 | 0    |
| <i>Erythacus rubecula</i>      | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Falco tinnunculus</i>       | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Ficedula albicollis</i>     | 0,07 | 0,13 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>F. hypoleuca</i>            | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Fringilla coelebs</i>       | 0,47 | 0,40 | 0,40 | 0,33 | 0,13 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,20 |
| <i>Fulica atra</i>             | 0,87 | 0,80 | 0,87 | 0,73 | 0,60 | 0,27 | 0,20 | 0,33 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 |
| <i>Gallinula chloropus</i>     | 0,60 | 0,60 | 0,53 | 0,53 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Jynx torquilla</i>          | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |

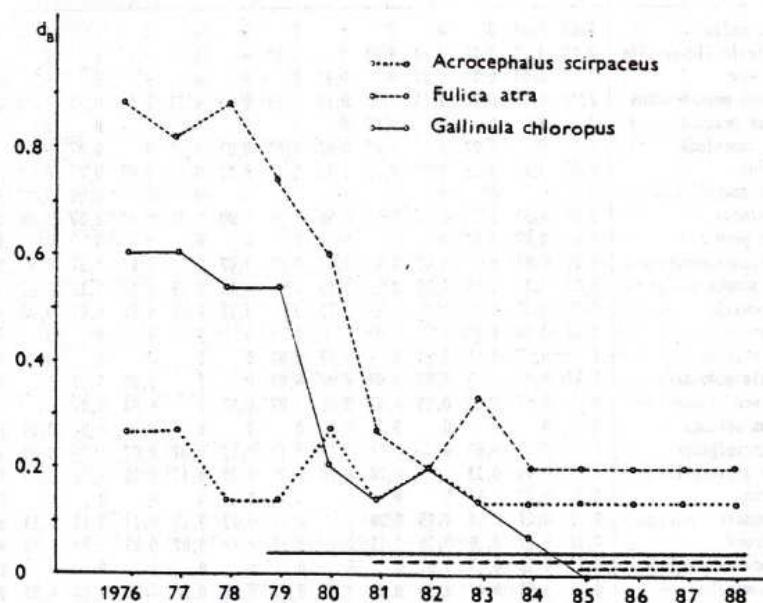
Pokračování Tab. 2 (contd)

| species                       | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 |
|-------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| <i>Lanius collurio</i>        | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Locustella fluviatilis</i> | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    |
| <i>L. naevia</i>              | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Luscinia megarhynchos</i>  | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| <i>Oriolus oriolus</i>        | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Parus caeruleus</i>        | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>P. major</i>               | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| <i>Passer domesticus</i>      | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,20 | 0,27 | 0,27 |
| <i>P. montanus</i>            | 0,27 | 0,53 | 0,73 | 0,66 | 0,73 | 0,80 | 0,80 | 1,00 | 1,07 | 0,87 | 1,00 | 1,00 | 0,87 |
| <i>Perdix perdix</i>          | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Phoenicurus ochruros</i>   | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 0,27 | 0,33 | 0,27 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| <i>P. trochilus</i>           | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,13 |
| <i>Pica pica</i>              | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Picus viridis</i>          | 0    | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Prunella modularis</i>     | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    |
| <i>Remiz pendulinus</i>       | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Serinus serinus</i>        | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,07 | 0,07 |
| <i>Sturnus vulgaris</i>       | 0    | 0    | 0    | 0,07 | 0    | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| <i>Sylvia atricapilla</i>     | 0,33 | 0,40 | 0,33 | 0,33 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,13 |
| <i>S. borin</i>               | 0,20 | 0,07 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>S. communis</i>            | 0,20 | 0,27 | 0,20 | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,13 |
| <i>S. curruca</i>             | 0,20 | 0,27 | 0,20 | 0,20 | 0,13 | 0,13 | 0,13 | 0,07 | 0,07 | 0,13 | 0,07 | 0,13 | 0,07 |
| <i>Troglodytes troglodyt.</i> | 0,13 | 0,20 | 0,13 | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| <i>Turdus merula</i>          | 0,40 | 0,53 | 0,53 | 0,53 | 0,20 | 0,27 | 0,27 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,20 |
| <i>T. philomelos</i>          | 0,37 | 0,33 | 0,40 | 0,40 | 0,20 | 0,20 | 0,27 | 0,27 | 0,20 | 0,20 | 0,20 | 0,27 | 0,20 |
| <i>T. pilaris</i>             | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,53 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0,40 | 0,27 |
| <i>Vanellus vanellus</i>      | 0    | 0,07 | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| $\Sigma$                      | 7,13 | 7,80 | 7,33 | 6,47 | 5,60 | 4,40 | 4,33 | 3,87 | 3,40 | 4,07 | 4,20 | 4,00 | 4,00 |

Některé druhy, které splňují požadavky dostatečné početnosti, snadno zjistitelné kvantity a úzké vazby na daný biotop, mohou sloužit jako bioindikátory poškozování přirozené vegetace břehů mrtvých ramen Labe. Těmito bioindikátory se mi zdají být druhy *Acrocephalus scirpaceus*, *Fulica atra* a *Gallinula chloropus*. Jejich denzitu v jednotlivých letech sledování jsem vyjádřil spolu s uvedením antropických zásahů do biotopu lokality v obr. 1.

Pokud od celkové plochy lokality (30 ha) odečteme kvadráty, které byly výstavbou silnice a hospodářských budov znehodnoceny, takže původní druhy ptáků se zde již většinou nevyskytují, získáme plochu 17 ha. Hodnota celkové denzity ptáků v těchto 17 hektarech je v roce 1987 a 1988 5,41 ex.ha<sup>-1</sup>, což odpovídá též hodnotě pro celou lokalitu v roce 1980 - tedy

před zahájením stavebních prací přímo v lokalitě.



Obr. 1: Densita navrhovaných druhů bioindikátorů  $d_B$  [ex.ha<sup>-1</sup>] v souvislosti s antropickými zásahy v lokalitě

Fig. 1: The density of suggest bioindicators  $d_B$  [ex.ha<sup>-1</sup>] in dependence on antropic intervention in locality

Legenda - Legend:

- výstavba sídlišť u hranic lokality  
building a residential area near the locality
- - - výstavba dálnice územím lokality  
building a motorway at the locality
- · - - výstavba budov na území lokality  
building a building on the locality
- · - - výstavba budov na území lokality  
building a out-buildings at the locality

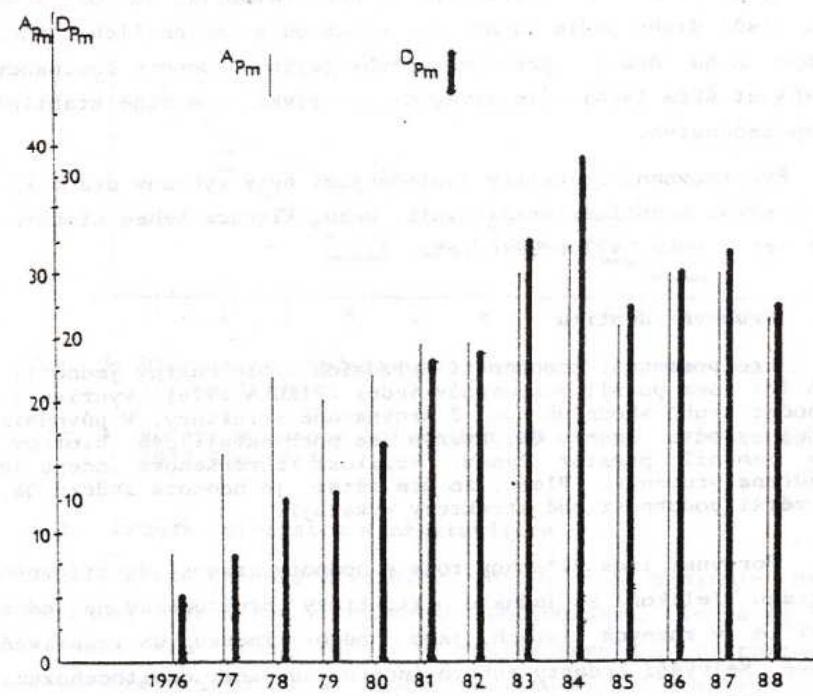
### 3.4. Dominance

Hodnoty průměrné individuální dominance, vyjadřující stupeň důležitosti jednotlivých druhů v biocenóze, stoupají během 13 let v závislosti na úbytku druhů a celkové denzity ptáků v lokalitě. Vzrůst dominance je zřejmý především u druhů kulturofilních. U druhu *Passer montanus* činily hodnoty  $D$  v roce 1976 3,70 % a v roce 1984 již 31,37 %.

Tab. 3: Hodnoty dominance  $D$  [%] dominantních druhů a hodnoty průměrné individuální dominance  $\bar{D}$  [%] celé ornitocenózy

The values of dominant species dominance  $D$  [%] and the values of the average individual dominance  $D$  [%] in complete ornithocenose

| species                    | 1976  | 1977 | 1978  | 1979  | 1980  | 1981  | 1982  | 1983  | 1984  | 1985  | 1986  | 1987  | 1988  |
|----------------------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Corvus monedula</i>     | 0     | 0    | 0     | 0     | 4,76  | 6,08  | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     |
| <i>Fringilla coelebs</i>   | 6,48  | 4,69 | 5,36  | 5,15  | 2,58  | 4,55  | 4,62  | 5,17  | 3,92  | 4,92  | 4,76  | 3,33  | 5,00  |
| <i>Fulica atra</i>         | 12,03 | 9,38 | 11,60 | 11,34 | 10,71 | 6,08  | 4,62  | 8,62  | 5,88  | 4,92  | 4,76  | 5,00  | 5,00  |
| <i>Gallinula chloropus</i> | 8,34  | 7,08 | 7,14  | 8,24  | 3,57  | 3,03  | 4,62  | 3,45  | 1,96  | 0     | 0     | 0     | 0     |
| <i>Passer domesticus</i>   | 0     | 0    | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 0     | 4,76  | 6,67  | 6,67  |
| <i>Passer montanus</i>     | 3,70  | 6,25 | 9,82  | 10,31 | 13,10 | 18,24 | 18,46 | 25,86 | 31,37 | 21,31 | 23,81 | 25,00 | 21,67 |
| <i>Sylvia atricapilla</i>  | 4,63  | 4,69 | 4,46  | 5,15  | 3,57  | 4,55  | 4,62  | 5,17  | 3,92  | 4,92  | 4,76  | 3,33  | 3,33  |
| <i>Turdus merula</i>       | 5,55  | 6,25 | 6,35  | 8,24  | 3,57  | 6,08  | 6,15  | 5,17  | 5,88  | 4,92  | 4,76  | 5,00  | 5,00  |
| <i>Turdus philomelos</i>   | 3,70  | 3,90 | 5,36  | 6,18  | 3,57  | 4,55  | 6,15  | 6,90  | 5,88  | 4,92  | 6,35  | 5,00  | 5,00  |
| <i>Turdus pilaris</i>      | 0     | 0    | 0     | 0     | 9,52  | 0     | 0     | 0     | 0     | 9,84  | 6,35  | 5,00  | 6,67  |
| $\bar{D}$                  | 2,44  | 2,33 | 2,59  | 2,95  | 3,03  | 3,57  | 3,45  | 4,00  | 4,35  | 3,95  | 3,70  | 3,85  | 3,85  |



Obr. 2: Vzrůst abundance druhu *Passer montanus*  $A_{Pm}$  [ex.] v souvislosti se vzrůstem dominance tohoto druhu  $D_{Pm}$  [%]

Fig. 2: Growth of abundance *Passer montanus*  $A_{Pm}$  [ex.] in dependence on growth of dominance this species  $D_{Pm}$  [%]

### 3.5. Index dominance

Vyjadřuje tzv. soustředění dominance - čím větší je hodnota indexu, tím větší převaha dominantních druhů je ve společenstvu a tím je společenstvo nestálejší, narušenější (klimaxové společenstvo má velký počet druhů celkově vyrovnané početnosti a index DI má v tomto případě nejnižší hodnotu).

Rovněž hodnoty indexu dominance (tab. 4) potvrzují výsledky ostatních cenologických charakteristik. Nejnižší hodnoty indexu DI dosahovaly ornitoceny v období 1976 - 1979, tedy ještě před zahájením stavebních prací v lokalitě, nejvyšší v období 1983 - 1988.

### 3.6. Graf distribuce relativních četností

Pro grafické vyjádření struktury společenstva je nejvhodnější metoda distribuce relativních četností. Na osu x se řadí ptačí druhy podle pořadí dominance od nejhojnějších k méně hojným a na osu y pro tyto druhy jejich hodnoty dominance (JANDA et ŘEPA 1986). Čím strmější je křivka, tím méně stabilní je společenstvo.

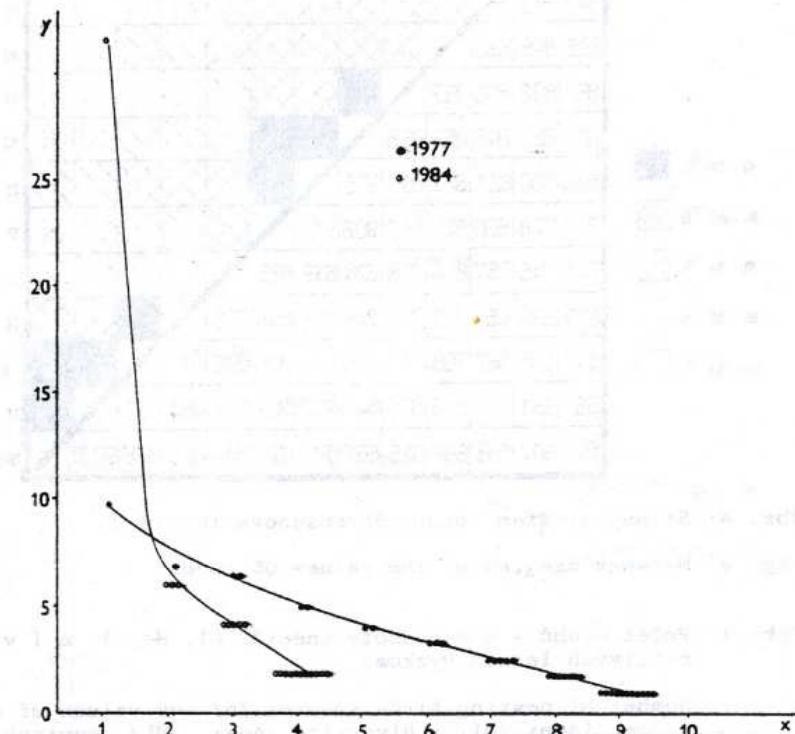
Pro srovnání stability společenstev byly vybrány dva roky, které svými hodnotami představují mezní situace během sledovaných let - roku 1977 a 1984 (obr. 3).

### 3.7. Druhová identita

Pro porovnání podobnosti hnězdících společenstev jednotlivých let jsem použil Sörensenův index (PIKULA 1976), využívající počet druhů shodných pro 2 srovnávané struktury. V původním vzorci výpočtu indexu QS, kterým se porovnávají dva biotopy, jsem zaměnil prostor časem. Velikost Sörensenova indexu je vyjádřena procenty. Platí, že čím větší je hodnota indexu QS, tím větší podobnost obě struktury vykazují.

Porovnal jsem všechny roky a hodnoty zanesl do síťového diagramu. Jelikož se jednalo o struktury ornitocenů na jedné lokalitě v různých letech, jsou hodnoty indexu QS relativně vysoké. Nejvyšší hodnoty tohoto indexu jsou mezi ornitocenozami z let 1976 - 1979 (před změnou stanoviště lokality) a mezi strukturami z let 1982 - 1988 (již po vymízení citlivějších druhů ptáků). Naopak nejmarkantnější rozdíl (QS = 56 - 58 %) je

mezi ornitocenozami let 1977 a 1987, 1977 a 1986, 1977 a 1988, tedy mezi společenstvy nezasazených stavenišť lokality a stanovišť pozměněných stavebních činností.

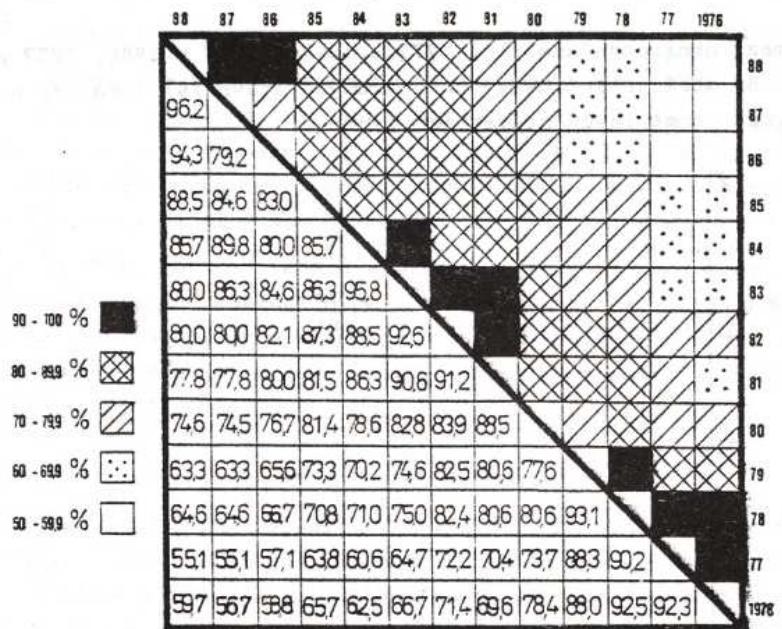


Obr. 3: Distribuce relativních četností u ornitocenů z let 1977 a 1984

Fig. 3: Relative number distribution on the ornithocenosis in 1977 and 1984

### 3.8. Druhová diversita a ekvitabilita

Index druhové diversity ( $H'$ ) v sobě zahrnuje druhovou bohatost i druhovou vyrovnanost společenstva. Čím větší je jeho hodnota, tím stabilnější a v jistém smyslu i přirozenější je studovaná ornitocéna. Index ekvitability (J) vyjadřuje pouze stupeň početní vyrovnanosti jednotlivých druhů ve společenstvu. Oba indexy dosahují nižších hodnot ve společenstvech s nízkým počtem druhů a skupinou vysoce převažujících dominantních druhů.



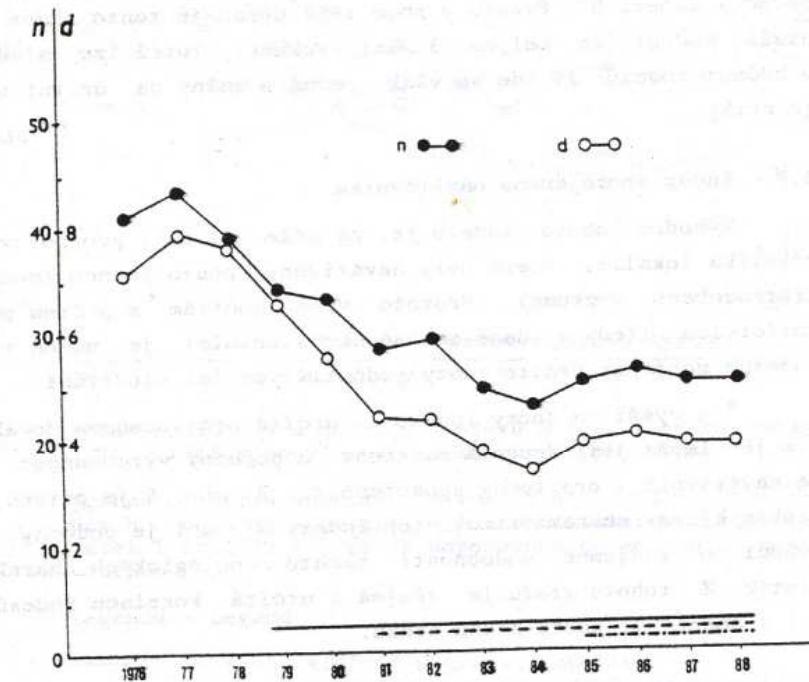
Obr. 4: Síťový diagram hodnot Sörensenova indexu QS

Fig. 4: Network diagram of the values QS index

Tab. 4: Počet druhů - n a hodnoty indexů DI, H', J, a I v jednotlivých letech výzkumu

Number of nesting birds species /n/ and values of dominance index /DI/, diversity index /H'/, equitability index /J/ and customer satisfaction index /I/ in 1976 - 1988

| rok  | n  | DI    | H'    | J     | I     |
|------|----|-------|-------|-------|-------|
| 1976 | 41 | 0,204 | 3,377 | 2,094 | 5,323 |
| 1977 | 43 | 0,165 | 3,403 | 2,084 | 5,413 |
| 1978 | 39 | 0,214 | 3,285 | 2,063 | 5,353 |
| 1979 | 34 | 0,217 | 3,138 | 2,050 | 5,218 |
| 1980 | 33 | 0,238 | 3,132 | 2,062 | 5,072 |
| 1981 | 28 | 0,243 | 3,063 | 2,117 | 4,825 |
| 1982 | 29 | 0,246 | 3,099 | 2,119 | 4,810 |
| 1983 | 25 | 0,345 | 2,906 | 2,079 | 4,659 |
| 1984 | 23 | 0,373 | 2,678 | 1,967 | 4,502 |
| 1985 | 26 | 0,312 | 2,928 | 2,069 | 4,739 |
| 1986 | 27 | 0,302 | 2,927 | 2,045 | 4,755 |
| 1987 | 26 | 0,317 | 2,558 | 1,808 | 4,702 |
| 1988 | 26 | 0,283 | 2,602 | 1,822 | 4,741 |



Obr. 5: Počet druhů - n a denzita - d [ex.ha<sup>-1</sup>] v období let 1976 - 1988 v souvislosti s antropickými zásahy

Fig. 5: Number of birds species - n and density values d [ex.ha<sup>-1</sup>] in 1976 - 1988 in dependence on antropic intervention

Legenda - Legend:

- výstavba sídlišť u hranič lokality  
building a residential area near the locality
- - - výstavba dálnice územím lokality  
building a motorway at the locality
- · - - výstavba budov na území lokality  
building a out-buildings at the locality

Hodnoty indexu druhové diversity klesly postupně od roku 1976 do roku 1984 přibližně o 21 %. Tento pokles je způsoben úbytkem počtu hnízdících druhů v těchto letech a rovněž vzrůstem individuální dominance u některých kulturofilních druhů (*Passer montanus*). V letech 1985 - 1988 došlo k obohacení ornitocenózy o nové druhy, což se projevilo i mírným zvýšením hodnoty indexu  $H'$ . Přesto v roce 1987 dosahuje tento index nejnižší hodnoty za celých 13 let výzkumu. Totéž lze sledovat u hodnot indexu  $J$ , kde se však jedná o změny na úrovni setin jednotky.

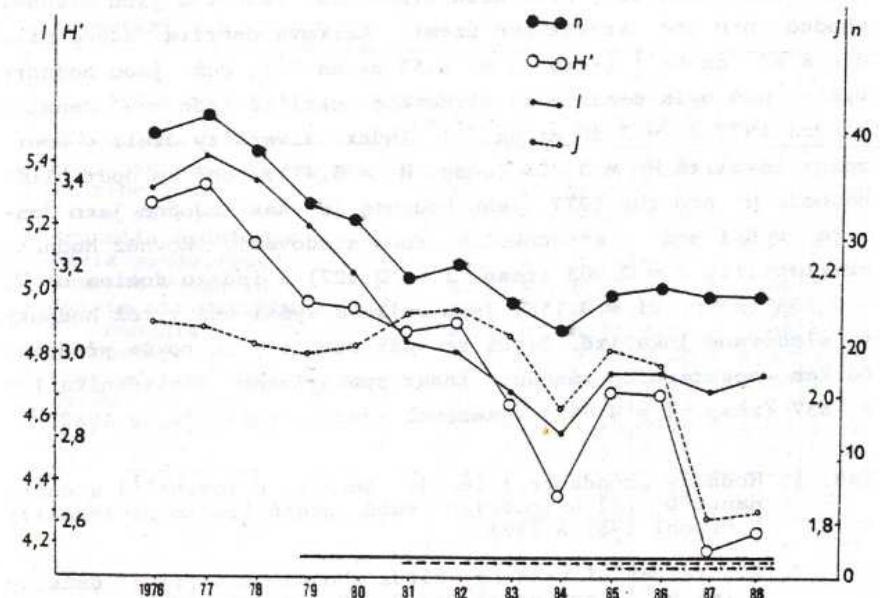
### 3.9. Index spokojeného návštěvníka

Výhodou tohoto indexu je, že může sloužit pro porovnání několika lokalit, které byly navštívěny pouze jednou (možnost krátkodobého výzkumu). Protože však počítám s počtem ptáků hnízdících (tedy v dané sezóně konstantním), je možné tímto indexem porovnat ornitocenózy jednotlivých let sledování.

Čím vyšší hodnoty indexu  $I$  určitá ornitocenóza dosáhne, tím je lepší její druhová pestrost a početní vyrovnanost, tím je návštěvník - ornitolog spokojenější. Z obr. 6 je patrné, že průběh křivek charakterizujících indexy  $H'$  a  $I$  je podobný, což svědčí o vzájemné podobnosti těchto cenologických charakteristik. Z tohoto grafu je zřejmá i určitá korelace indexů  $H'$  a  $I$  s hodnotami počtu druhů ptáků.

### 3.10. Srovnání s ornitocenózou kontrolní lokality

Aby byl prokázán bezprostřední vliv stavební činnosti na strukturu ptačího společenstva sledovaného území, byla provedena studie ornitocenózy v kontrolní lokalitě stavebními pracemi nezasazené. Bylo při tom vycházeno z požadavku, aby kontrolní lokalita byla pokud možno stejnou měrou zasažena rekreačním ruchem, aby se na hranicích nacházely silnice obdobně frekventované a hlavně, aby biotop kontrolní lokality byl co možná srovnatelný se sledovaným územím. Všechny objektivní charakteristiky byly v obou srovnávaných lokalitách stejné, jediným významným rozdílem byly právě stavební práce (výstavba komunikace a hospodářských budov). Předpokládám-li, že výstavba ob-



Obr. 6: Počet druhů -  $n$  a hodnoty indexů  $H'$ ,  $J$ ,  $I$  během období 1976 - 1988 v souvislosti s antropickými zásahy

Fig. 6: Number of birds species -  $n$  and values of diversity index  $H'$ , equitability index  $J$  and customer satisfaction index  $I$  in 1976 - 1988 in dependence on antropic intervention

#### Legenda - Legend:

|       |   |
|-------|---|
| —     | výstavba sídlišť u hranic lokality<br>building a residential area near the locality |
| - - - | výstavba dálnice územím lokality<br>building a motorway at the locality             |
| - · - | výstavba budov na území lokality<br>building a out-buildings at the locality        |

jektů a komunikace zasáhla výrazně do ekologické rovnováhy sledované lokality, je možno tuto úvahu potvrdit srovnáním s ornitocenózou stejného stanoviště nezasazeného stavební činnosti.

V období 1987 - 1988 bylo v kontrolní lokalitě zjištěno stejnou metodou kvalitativní i kvantitativní složení ornitocenózy (tab. 5). Bylo zjištěno celkem 36 (1987), resp. 34 (1988) hnízdících druhů ptáků. To odpovídá rokům 1978 - 1979 ve

sledované lokalitě. Mimo druh *Hippolais icterina* jsou všechny shodné pro obě srovnávané území. Celková denzita zde činila  $d = 8,67 \text{ ex.ha}^{-1}$  (resp.  $d = 8,53 \text{ ex.ha}^{-1}$ ), což jsou hodnoty vyšší, než byla denzita ve sledované lokalitě (zde max. denzita v roce 1977  $d = 7,80 \text{ ex.ha}^{-1}$ ). Index diversity činil v kontrolní lokalitě  $H' = 3,428$  (resp.  $H' = 3,411$ ), což se opět blíží hodnotě  $H'$  pro rok 1977, jeho hodnota je však obdobně jako denzita vyšší než v kterémkoliv roce sledování. Rovněž hodnoty ekvitability  $J = 2,203$  (resp.  $J = 2,227$ ) a indexu dominance  $DI = 0,138$  (resp.  $DI = 0,156$ ) jsou celkově vyšší než tytéž hodnoty ve sledované lokalitě. Blíží se však roku 1977 a rokům před začátkem negativních zásahů. Index spokojeného návštěvníka  $I = 4,837$  (resp.  $I = 4,781$ ) vykazoval shodu s roky 1981 a 1982.

Tab. 5: Hodnoty abundance A [ex.], denzity d [ $\text{ex.ha}^{-1}$ ] a dominance D [%] hnizdících druhů ptáků kontrolní lokality v období 1987 a 1988

The values of nesting birds abundance A [ex.], density d [ $\text{ex.ha}^{-1}$ ] and dominance D [%] in checked locality in 1987 - 1988

| species                        | A    |      | d    |      | D    |      |
|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|
|                                | 1987 | 1988 | 1987 | 1988 | 1987 | 1988 |
| <i>Acrocephalus palustris</i>  | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>A. schoenobaenus</i>        | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>A. scirpaceus</i>           | 2    | 4    | 0,13 | 0,27 | 1,54 | 3,13 |
| <i>Alauda arvensis</i>         | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Anas platyrhynchos</i>      | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Asio otus</i>               | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Carduelis carduelis</i>     | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Carduelis chloris</i>       | 4    | 2    | 0,27 | 0,13 | 3,08 | 1,56 |
| <i>Coccothraustes coccoth.</i> | 2    | 0    | 0,13 | 0    | 1,54 | 0    |
| <i>Cygnus olor</i>             | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Dendrocopos major</i>       | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Emberiza citrinella</i>     | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Erythacus rubecula</i>      | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Fringilla coelebs</i>       | 6    | 6    | 0,40 | 0,40 | 4,62 | 4,69 |
| <i>Fulica atra</i>             | 4    | 6    | 0,27 | 0,40 | 3,08 | 4,69 |
| <i>Hippolais icterina</i>      | 2    | 0    | 0,13 | 0    | 1,54 | 0    |
| <i>Locustella fluviatilis</i>  | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i>   | 6    | 6    | 0,40 | 0,40 | 4,62 | 4,89 |
| <i>Oriolus oriolus</i>         | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Parus caeruleus</i>         | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54 | 1,56 |
| <i>Parus major</i>             | 4    | 4    | 0,27 | 0,27 | 3,08 | 3,13 |
| <i>Passer domesticus</i>       | 8    | 8    | 0,53 | 0,53 | 6,15 | 6,25 |
| <i>Passer montanus</i>         | 6    | 4    | 0,40 | 0,27 | 4,62 | 3,13 |

Pokračování Tab. 5 (contd)

| species                        | A    |      | d    |      | D     |       |
|--------------------------------|------|------|------|------|-------|-------|
|                                | 1987 | 1988 | 1987 | 1988 | 1987  | 1988  |
| <i>Phylloscopus collybita</i>  | 4    | 4    | 0,27 | 0,27 | 3,08  | 3,13  |
| <i>P. trochilus</i>            | 4    | 4    | 0,27 | 0,27 | 3,08  | 3,13  |
| <i>Picus viridis</i>           | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54  | 1,56  |
| <i>Prunella modularis</i>      | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54  | 1,56  |
| <i>Remiz pendulinus</i>        | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54  | 1,56  |
| <i>Sturnus vulgaris</i>        | 4    | 4    | 0,27 | 0,27 | 3,08  | 3,13  |
| <i>Sylvia atricapilla</i>      | 6    | 6    | 0,40 | 0,40 | 4,62  | 4,69  |
| <i>S. communis</i>             | 4    | 4    | 0,27 | 0,27 | 3,08  | 3,13  |
| <i>S. curruca</i>              | 6    | 6    | 0,40 | 0,40 | 4,62  | 4,69  |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 2    | 2    | 0,13 | 0,13 | 1,54  | 1,56  |
| <i>Turdus merula</i>           | 8    | 8    | 0,53 | 0,53 | 6,15  | 6,25  |
| <i>T. philomelos</i>           | 6    | 6    | 0,40 | 0,40 | 4,62  | 4,69  |
| <i>T. pilaris</i>              | 10   | 12   | 0,67 | 0,80 | 7,69  | 9,38  |
| $\Sigma$                       | 130  | 128  | 8,67 | 8,53 | 100,0 | 100,0 |
| $\bar{x}$                      | 3,6  | 3,8  | 0,24 | 0,25 | 2,78  | 2,94  |

Byla rovněž zjištěna podobnost obou území Sörensenovým indexem QS. Tato hodnota se jevila jako velmi důležitá, neboť měla ukázat, pro které roky je podobnost ornitocenáz kontrolní a sledované lokality největší (tab. 6).

Tab. 6: Hodnoty indexu QS mezi sledovanou a kontrolní lokalitou [%]

Index QS values [%] between investigated and checked localities

|      | 1976 | 1977 | 1978 | 1979 | 1980 | 1981 | 1982 | 1983 | 1984 | 1985 | 1986 | 1987 | 1988 |
|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1987 | 75,1 | 73,4 | 80,1 | 80,1 | 75,4 | 71,9 | 76,9 | 72,1 | 67,8 | 74,2 | 73,0 | 71,0 | 74,2 |
| 1988 | 71,3 | 72,7 | 79,5 | 79,4 | 77,6 | 75,2 | 79,4 | 74,6 | 69,2 | 74,7 | 74,6 | 73,3 | 76,7 |

Největší podobnost vykazují ornitocenózy kontrolní lokality a sledované lokality v letech 1978 - 1979, tedy z období před zahájením stavebních prací. Nejnižší hodnot dosahuje index QS v letech 1983 - 1988 (nejnižší v roce 1984). Je tak dokumentována skutečnost, že výstavba silnice a hospodářských objektů se na negativním vývoji ornitocenózy podílí zásadní měrou.

## DISKUSE

Rozdíly ve stavu biotopu lokality během 13 let jsou poměrně výrazné. Z hlediska ekologické rovnováhy zde došlo k závažným zásahům, a to jak v nejbližším okolí lokality (výstavba sídlišť), tak v lokalitě samé (stavba silnice a hospodářských budov). Dopad těchto jevů je patrný i ve změně ornitocenózy.

Stejné biotopy, jako ve sledované lokalitě, se vyskytovaly i jinde na březích Labe u Pardubic. Jedná se o typické lužní společenstva středního a východního Polabí. V důsledku rozšírování hranic intravilánu Pardubic se tato stanoviště postupně ničí a přetvárají. Zejména výstavbou sídlišť a komunikací zanikají přirozené biocenózy břehů Labe i mrtvých ramen Labe. Některé zbytky lužní vegetace jsou ponechány a slouží potom jako rekreační zeleň či obohacující prvky okrajových částí sídlišť. Rovněž ptáci společenstva těchto vybraných území jsou nutně od souzena ke změnám svého složení. Mízi skupiny, jímž toto nové prostředí nevyhovuje a naopak se více prosazují druhy kulturofilní.

Sledovaná lokalita v počátku mého výzkumu (1976) nebyla zdaleka v takovém kontaktu s městským aglomerátem jako nyní. Ani její zasažení stavební činností a rekreací nebylo v té době významné. Poměrně vyrovnaný ekosystém zbytků lužní vegetace se začal upínat mokrých luk a mrtvých ramen byl jakýmsi refugiem některých vzácných druhů ptáků v okolní vesmíru přetvořené krajiny. S postupem exploatační území došlo zde během let 1979 - 1986 k zásadnímu narušení ekosystému, což se projevilo i výrazným úbytkem ptactva. V letech 1987 - 1988 se situace poněkud stabilizovala, což se odrazilo i v hodnotách cenologických charakteristik.

Během 13 let se snížil počet hnězdících druhů ptáků o 37 % (oproti roku 1976), přičemž v roce 1984 tento pokles činil 44 %. Celková denzita se snížila o 44 %, přičemž v roce 1984 to byl pokles o 52 % oproti roku 1976. Také indexy diversity  $H'$ , ekvitability J, spokojeného návštěvníka I a index dominance DI, charakterizující stav a narušení ornitocenózy, prodělaly velmi negativní změnu hodnot. Tato změna činila v roce 1988 oproti roku 1976 celkem 23 % ( $H'$ ), 13 % (J), 11 % (I) a 39 % (DI).

Uvedené změny ornitocenózy proběhly především v letech, kdy bylo započato s výstavbou sídlišť u lokality a silnice napříč lokalitou (1979 - 1984). V následujících letech se situace poněkud stabilizovala, hospodářské budovy a nově vytvořená stanoviště poskytly podmínky pro nové druhy ptáků, takže hodnoty některých cenologických charakteristik (d,  $H'$ , I, DI) přechodně stoupaly. Přesto ale většina těchto hodnot dosahuje minima v roce 1988.

V letech 1987 a 1988 byl proveden výzkum ptáčího společenstva na kontrolní lokalitě shodné s výše popsaným územím, ovšem bez rušivých zásahů do ekologické rovnováhy. Ornitocenóza kontrolní lokality z let 1987 - 1988 vykazuje největší podobnost s ornitocenózami sledované lokality let 1978 - 1979, tedy před zahájením stavebních prací. Z toho je patrné, že výstavba silnice územím sledované lokality se na negativním vývoji orni-

tocenózy během 13 let podílí zcela zásadní měrou. Nejcitlivější k uvedeným změnám stanoviště jsou rody rákosových porostů a keřového podrostu lužního lesa (rod *Acrocephalus*, *Sylvia*, *Turdus* a druh *Luscinia megarhynchos*).

V souvislosti s výstavbou objektů ve východní části lokality zde nalezly vhodné podmínky druhy *Passer domesticus* a *Serinus serinus*, dávající za normálních podmínek přednost spíše městské zástavbě s podílem zahrádek a jiné obohacující zeleně.

V případě, že rozsah stavebních prací ve sledované lokalitě již dále neporoste, lze do budoucna předpokládat určitou stabilizaci stavu biocenózy. Je pravděpodobné, že v tomto případě dojde k obohacení ornitocenózy novými druhy ptáků, jak tomu nasvědčují poslední roky výzkumu. Pokud však výstavba nových sídlišť zasáhne v souvislosti s rozšírováním intravilánu Pardubic i toto území, dozná zde avifauna dalších výrazných změn. Podle ZAJÍCE (1983) se sníží významně počet druhů a dojde k přemnožení několika málo ptáčích druhů. Stabilizaci stavu přinese až dokončení sídlištní zástavby. Podobné tendence vývoje ornitocenózy jsem zjistil i já v této práci.

## SOUHRN

1. V letech 1976 - 1988 byl prováděn výzkum ornitocenózy plošnou a mapovací metodou v lokalitě se zbytky lužní vegetace v blízkosti Pardubic. V průběhu 13 let došlo k narušení stanoviště stavbou sídlišť v blízkosti lokality (1978 - 1980), výstavbou dálnice (1981 - 1985) a hospodářských budov (1985 - 1987) přímo ve sledované lokalitě.
2. Celkem bylo zjištěno 53 hnězdících druhů ptáků. Během 13 let se snížil počet hnězdících druhů z 41 (1976) na 26 (1988), respektive na 23 (1984). Je to pokles o 37 %, resp. o 44 %, zapříčiněný zminěnými antropickými zásahy. Ze stejných důvodů poklesla celková denzita ptáků ze  $7,13 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1976) na  $4,00 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1988), resp. na  $3,40 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1984), což je pokles o 44 %, resp. o 52 %.
3. Všechny cenologické charakteristiky signalizují vyšší stupeň narušení ornitocenózy v závislosti na postupné exploataci území lokality. V letech 1979 - 1984 dochází k prudkemu narušení stavu ornitocenózy, v letech 1985 - 1988 pak k určité stabilizaci stavu. Indexy diversity  $H'$ , ekvitability J, spokojeného návštěvníka I a index dominance DI vykazují negativní změnu hodnot. Tato změna činila v roce 1984 oproti roku 1976 celkem 20 % ( $H'$ ), 6 % (J), 15,4 % (I) a 83 % (DI); v roce 1988 oproti roku 1976 celkem 23 % ( $H'$ ), 13 % (J), 11 % (I) a 39 % (DI).
4. Při hodnocení podobnosti ornitocenóz Sörensenovým indexem QS byl největší rozdíl zjištěn mezi roky 1976 - 1977 a 1986 - 1988 (QS = 56 - 58 %), tedy před a po provedení stavebních úprav v lokalitě.
5. V letech 1987 - 1988 byl proveden výzkum ornitocenózy stejnou metodou v kontrolní lokalitě charakterem biotopu stejně,

ale stavební činnosti nezasažené. Ornitocenóza této kontrolní lokality je nejvíce podobná lokalitě z let 1976 - 1979 (QS = 75 - 80 %), což potvrzuji i hodnoty indexů H', J, I a DI. Ze srovnání tedy vyplývá přímá závislost mezi závažností antropických zásahů a stupněm narušení ornitocenózy. Z tohoto pohledu se jeví jako nejzávažnější především stavební práce spojené se zničením přirozeného stanoviště lokality a s následným vlivem na celou biocenózu.

#### SUMMARY

1. In 1976-1988 a research on ornithocenose was done by planary and cartographic method at the locality with a rest of meadow vegetation near Pardubice. The stand has been damaged by building a residential area near the locality (1978 - 1980), by building a motorway (1981 - 1985) and out-buildings (1985 - 1988) right at the locality for 13 years.
2. The total of identified nesting bird species was 53. The number of species reduced from 41 (1976) to 26 (1988), respectively to 23 (1984) during 13 years. That was a fall of 37 %, respectively 44 %, caused by the mentioned antropic interventions. For the same reason the total bird density fell down from  $7.13 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1976) to  $4.00 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1988), respectively to  $3.40 \text{ ex.ha}^{-1}$  (1984) which was a fall of 44 %, resp.of 52 %.
3. All the coenological characteristics signed a higher grade of damage to the ornithocenose in dependence on the gradual exploitation of the local area. In 1979 - 1984 an extreme damage to ornithocenose occurred, in 1985 - 1988 the state stabilized then. Bird diversity index (H'), equitability index (J), customer satisfaction index (I) and dominance index (DI) indicated a negative change of values. In comparison with 1976 change did 20 % (H'), 6 % (J), 15.4 % (I) and 83 % (DI) altogether in 1984; that change did 23 % (H'), 13 % (J), 11 % (I) and 39 % (DI) altogether in 1988.
4. Rating the similarity of ornithocenoses by Sørensen's index QS the highest difference was stated between 1976 - 1977 and 1986 - 1988 (QS = 56 - 58 %), that means before and after having done the lay-out at the locality.
5. In 1987 - 1988 a research on ornithocenose was done by the same method at a checked locality which had the same character of biotop but that had not been encroached with building work. Ornithocenose of the checked locality was most similar to the locality from 1976 - 1979 (QS = 75 - 80 %). That fact was demonstrated by both H', J, I and DI indexes values. Having confronted the localities there is an immediate relevance between antropic interventions and the grade of damage to ornithocenose. From this point of view the building work seems to be the most important one as a cause of destroying the natural stand of the locality and the resultant influence on the whole biocenose.

#### LITERATURA

- HUDEC, K., 1963: Metody terénních ornitologických výzkumů. Brno
- CHANTER, D. O., OWEN, D. F., 1976: Nature reserves, a customer satisfaction index. Oikos, 27: 165 - 167
- JANDA, J., ŘEPA, P., 1986: Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii. SZN, Praha
- MAC NAUGHTON, S. J., WOLF L. L., 1970: Dominance and the niche in ecological systems. Science, 167: 131 - 139
- MIKYŠKA, R., et al., 1968: Vegetace ČSSR - 1. České země. Academia, Praha
- OBHLÍDAL, F., 1977: Ornitologická příručka. SZN, Praha.
- ODUM, E. P., 1977: Základy ekologie. Academia, Praha.
- PIKULA, J., 1976: Metodika výzkumu hnězdí bionomie ptactva. SZN, Praha.
- SHANNON, C. E., WEAVER V., 1949: The mathematical theory of communication. Urbans, Ill., USA.
- ŠTASTNÝ, K., 1974: Návrh jednotné metodiky kvantitativního výzkumu ptáků. Zprávy MOS, 1974: 13 - 21.
- VESECKÝ, J., et al., 1960: Podnebí ČSSR. Tabulky. Praha.
- ZAJÍC, J., 1983: Skladba hnězdních synuzíí ptactva různých typů prostředí z katastrálního území města Hradec Králové. Acta Muz. Regionaehr., S. A., 18: 113 - 132.

Adresa autora:

Vladimír Lemberk  
Přerovská 831  
530 06 Pardubice