

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



Ptačí společenstva různých typů liniových ekosystémů

Bird Communities of Different Types of the Belt Ecosystems

Bakalářská práce

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Zpracovala: Denisa Strejčková

2009

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma „Ptačí společenstva různých typů liniiových ekosystémů“ vypracovala samostatně s použitím odborné literatury uvedené v seznamu, který je součástí této práce.

V Praze dne 28. 4. 2009

.....

Poděkování

Chtěla bych poděkovat všem, kteří přispěli k vytvoření této práce. Zejména děkuji vedoucímu své bakalářské práce Ing. Petru Zasadilovi, PhD. za cenné rady, trpělivost a povzbuzení, za odbornou pomoc a podnětné připomínky k textu a za ochotu, se kterou mi věnoval svůj čas při konzultacích.

Dále děkuji rodičům a přátelům za všestrannou podporu a pochopení.

OBSAH:

1. ÚVOD	1
2. LINIOVÉ EKOSYSTÉMY	2
2.1 DEFINICE KRAJINY	2
2.2 KRAJINNÁ HETEROGENITA	3
2.3 KORIDORY	3
2.4 TYPY LINIOVÝCH EKOSYSTÉMŮ	6
2.4.1 Rozptýlená zeleň	7
2.4.2 Břehové porosty	8
2.4.3 Živé ploty a větrolamy	8
2.5 FRAGMENTACE A KONEKTIVITA	11
2.5.1 Okrajový efekt	11
3. PTAČÍ SPOLEČENSTVA	13
3.1. DEFINICE A POPIS SPOLEČENSTVA	13
3.1.1 Bioindikační význam ptáků	14
3.1.2 Základní charakteristiky ornitocenóz	14
3.1.3 Kvantitativní metody	16
3.1.4 Guildy a topické skupiny	17
3.1.5 Indexy podobnosti	18
3.2 PRINCIPY UTVÁŘENÍ PTAČÍHO SPOLEČENSTVA	19
3.2.1 Vliv okolní krajiny na ptačí společenstva	22
3.3 PTAČÍ SPOLEČENSTVA LINIOVÝCH FORMACÍ	26
3.3.1 Ptačí společenstva břehových porostů	26
3.3.2 Ptačí společenstva dalších typů liniových ekosystémů	28
3.3.2.1 Rybníční hráze	28
3.3.2.2 Aleje, větrolamy a rozptýlená zeleň.....	29
4. MANAGEMENT LINIOVÝCH EKOSYSTÉMŮ	31
5. NÁVRH DIPLOMOVÉ PRÁCE	33
6. SOUHRN A ZÁVĚR	34
7. POUŽITÁ LITERATURA	36
8. PŘÍLOHY	45

Abstrakt

Předkládaná bakalářská práce představuje literární rešerši ptačích společenstev v liniových biotopech, též biokoridorech. Mezi významné liniové ekosystémy patří zejména břehové porosty, na něž se váže druhově bohatá ornitocenóza. V denzitě a diverzitě ptactva se břehovým porostům nejvíce podobají rybniční hráze. Dalšími liniovými formacemi jsou aleje, větrolamy, živé ploty, nebo mezní pásy plnící funkci ochranou, migrační a propojující biotopy. Ve své práci se zabývám faktory, které ovlivňují výskyt ptačích společenstev v liniových ekosystémech a podle kterých se společenstva utváří. Na základě mnoha dlouhodobých studií se druhově rozmanité a početné ptactvo vyskytuje v dobře zapojeném, druhově pestrém porostu různého stáří s vyvinutým keřovým patrem a v dostatečně širokém pásu vegetace podél koridoru. Tyto požadavky by měly být zohledněny v managementu liniových ekosystémů, jehož cílem je posílit biodiverzitu a další ekologické a krajinné funkce.

Klíčová slova:

biokoridor, břehový porost, ornitocenóza, druhová diverzita, heterogenita

Abstract

This thesis deals with a literature search of bird assemblages of corridors. To the important belt ecosystems belongs riparian vegetation defined by higher bird diversity. The pond dams are similar to riparian corridors in density and bird species diversity. The next line formations are alleys, shelterbelts, hedgerows or landscape boundaries, which protect landscape, facilitate migration of organisms and join habitats in surrounding. My aim was to describe factors influencing the occurrence of bird assemblages in corridors and principles forming avian community. On basis of many longstanding studies the high abundance and bird species diversity in corridors depend on vegetation cover, canopy of trees, vegetation species diversity, count of shrubs and older trees and on wide of strips along biocorridors. These requirements should be included in management of the belt ecosystems, which purpose is enhance biodiversity and the other ecological and landscape functions.

Key words:

biocorridor, riparian vegetation, bird assemblages, species diversity, heterogeneity

1. ÚVOD

Liniové ekosystémy jsou významnými ekologickými prvky v krajině. Patří mezi ně především břehové porosty, hráze podél rybníků, aleje, větrolamy a živé ploty, pruhy lesa, nebo mezní pásy. Také jsou nazývány jako biokoridory (Nováková – Hašková 1992, Forman & Godron 1993, Löw et al. 1995, Kerner ed. 2000). Slouží nejen k propojení okolních biotopů a jako migrační trasa, ale také jsou pro mnohé druhy organismů jejich stanovištěm. V liniových koridorech se nachází specifické rostlinné i živočišné druhy a uplatňuje se v nich okrajový efekt. Liniové ekosystémy zvyšují heterogenitu krajiny.

Ptačí společenstva jsou podstatnou součástí liniových ekosystémů, neboť jim poskytují vhodné hnízdní možnosti a potravní nabídku. Densita a druhová diverzita ptáků závisí v liniových formacích na vertikální a věkové struktuře porostu a druhové rozmanitosti vegetace. Zejména vyvinuté keřové patro a dobře zapojené různověké stromové patro má pro ornitocenózu velký význam (Balát 1985, Bürger 1987, Kaňuch 2000, Zasadil 2001). Podél koridorů vodních toků ovlivňuje ptačí společenstva také šířka břehových porostů (Rottenborn 1988, Spackman & Hughes 1994, Shirley & Smith 2005).

Ptáci jsou významnou bioindikační skupinou kvality a stability prostředí (Šťastný 1990, Gregory et al., Voříšek 2007, Weber 2008), a proto se uplatňují i při ekologickém monitoringu liniových ekosystémů. Kvantitativní a kvalitativní ornitologická data jsou vhodným podkladem pro krajinné plánování, ochranu přírody a krajiny, hodnocení vlivu na životní prostředí, trvale udržitelný rozvoj.

Cílem této práce je zpracovat literární rešerši se zaměřením na:

- význam liniových ekosystémů v krajině
- analýzu ptačích společenstev v liniových ekosystémech
- vliv okolní krajiny na avifaunu liniových ekosystémů
- srovnání ornitocenózy břehových porostů s jinými typy liniových formací
- možnosti zvyšování diverzity ptačích společenstev v liniových ekosystémech.

2. LINIOVÉ EKOSYSTÉMY

2.1 Definice krajiny

K definici pojmu krajina je přistupováno z mnoha hledisek. Krajinou můžeme rozumět fyzicko-geografický systém, životní prostor člověka, anebo polyfunkční systém (Skaloš 2004). Krajinu lze pojmut dvěma způsoby - analytický, který se zabývá jednotlivými částmi krajiny (pedologie, geologie), nebo holistický, jenž zkoumá krajinu jako celek. (Kovář 2008)

Forman & Godron (1993) definovali krajinu jako heterogenní část zemského povrchu složenou ze skupiny interagujících ekosystémů, které se v dané části povrchu opakují v podobných formách. Hadač (1982) krajinu pojal jako „soustavu abiotických útvarů, geobiocenóz, hydrobiocenóz a technoantropocenóz.“ Krajina je dynamický rozvíjející se systém, kde na sebe vzájemně působí řada živých a neživých složek, které jsou v určitém vzájemném prostorovém uspořádání v daném čase (Vopálka 1999). Němeček (1982) definici krajiny doplnil o otevřený materiální a energetický systém schopný autoregulace. K pojetí krajiny jako celku, totálnímu charakteru části geosféry, se přiklonil i Zlatník (1975), který vycházel z definic Alexandra von Humbolta nebo Josefa Schmithusena.

Podle zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny je krajina definována jako „část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačními prvky.“

Krajina je složena ze tří základních prvků (Forman & Godron 1993):

- a) **krajinné matrice (matrix),**
- b) **plošek (patches),**
- c) **koridorů (corridors).**

Tyto krajinné prvky mohou být přirozeného nebo antropogenního původu, a tudíž aplikovány na rozmístění různých ekosystémů, sukcesních stádií vegetace nebo typů územního využití (Kovář 2008). Liniové ekosystémy v tomto třídění řadíme ke skupině koridorů.

2.2 Krajinná heterogenita

Krajina je ekologicky heterogenní území tvořené mozaikou složek a elementů. Heterogenita vyjadřuje její horizontální strukturu a složitost. (Lipský 1999)

Na heterogenitu můžeme nahlížet ze tří hledisek: z prostorového (zahrnuje vertikální a horizontální úroveň), časového a funkčního. Všechna tři hlediska určují proměnlivost daného místa v krajině. Důležitým faktorem je měřítko, které jeví zkoumaný ekosystém v jednom náhledu jako heterogenní a v jiném jako relativně homogenní. (Kolasa & Pickett 1991)

Prostorovou heterogenitu krajiny lze kvantifikovat. Mezi vybrané charakteristiky, které jsou hodnoceny, patří počet typů složek, jejich rozměry, prostorové uspořádání, tvar a kontrast. Dále lze vyjádřit i tzv. fraktální dimenzi (index určující složitost tvarů), míru agregace, souměrnost (rozmístění složek) a ploškovitost (měření kontrastu hranic). (Hesslerová & Kučera 2006)

Struktura a funkce ekosystémů úzce souvisí s heterogenitou prostředí (Meyer 1997). Vyšší heterogenita prostředí může prostřednictvím vyšší rozmanitosti zdrojů podpořit druhové bohatství (Begon et al. 1997).

Heterogenita je závislá na výsledném toku energie ze slunečního záření. Vytváří se v souladu s termodynamickými zákony (Forman & Godron 1993). Tito autoři rozlišují mikroheterogenitu a makroheterogenitu. V mikroheterogenní krajině je soubor jednotlivých typů složek krajiny podobný v celém zájmovém území, zatímco v makroheterogenní krajině se výrazně odlišuje.

Jednotlivé krajinné složky by měly být mezi sebou propojeny tak, aby docházelo k výměně energie, materiálu, migraci organismů. Nepříznivé účinky fragmentace mohou zmírnit koridory. (Hesslerová & Kučera 2006)

2.3 Koridory

Koridory jsou úzké pruhy země protkávající krajinu, které se od krajinné matrice diferencují na obou stranách. Většinou navazují na plošky, ale mohou být také izolované. (Forman & Godron 1993, Novotná 2001)

Prostřednictvím těchto liniových útvarů se realizuje propojenost plošek v krajině. Mohou se lišit v původu, šířkou, stupněm konektivity a linearitě, spádem či schopností tvořit síť.

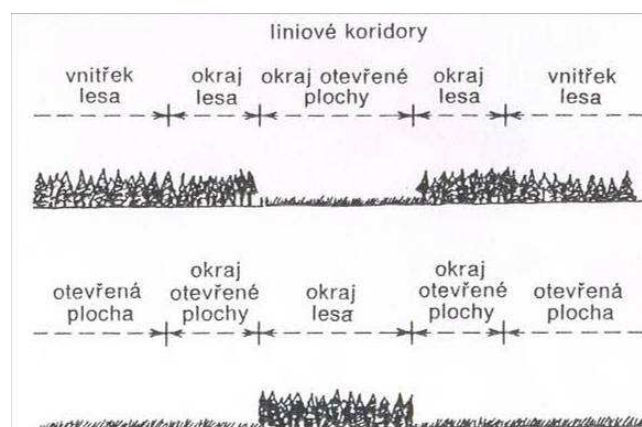
Koridory, které vznikly vlivem člověka, plní funkci transportu (silnice, koridory vysokého napětí), anebo funkci ochrannou (protierozní, konzervace druhů). Jiné koridory mohou vznikat např. disturbancí po těžbě dřeva, nebo narušením okolní matrice, např. pruh stromů po mýcení lesa. Hovoříme o tzv. zbytkových koridorech. Koridory zdrojů prostředí se nachází podél vodních toků, na stezkách na hřebenech hor, ochranné pásy kolem dálnic a živé ploty představují regenerující koridory např. v městské zeleni. (Forman & Godron 1993)

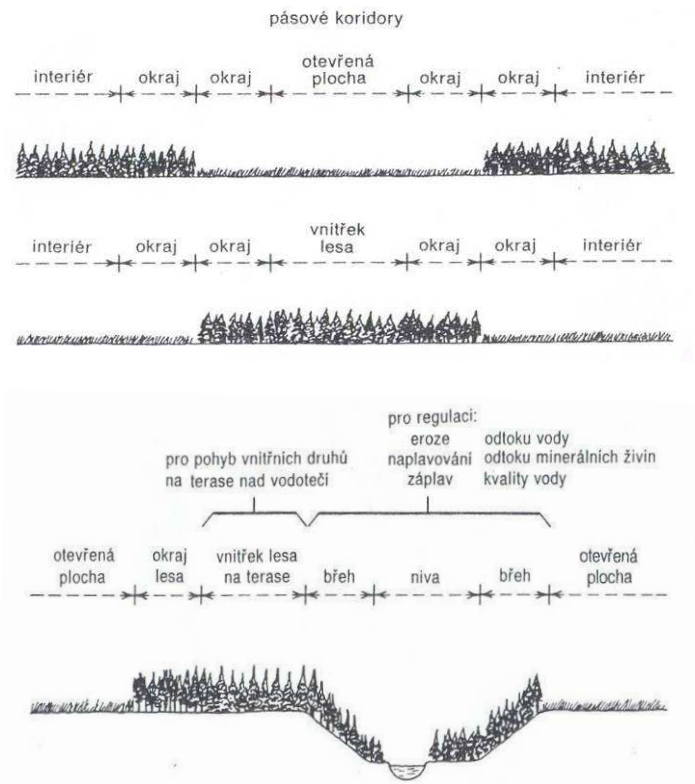
Strukturu koridorů je možné vnímat ve dvou perspektivách: zvnějšku (fyziognomie, tvar a začlenění do krajiny) a zevnitř (mikroprostředí) (Kovář 2008). Existují tři základní typy struktury koridorů (Obr. 1), které nezávisejí na původu, využití člověkem ani na typu krajiny:

- a) **liniové koridory** - živé ploty, meze, pěšiny, kanály, silnice, navigace, hráze, tj. úzké pásy, na které má významný vliv přilehlé okolí a biota (většinou se v nich nevyskytují žádné specifické druhy),
- b) **pásové koridory** - širší pruhy s vlastním vnitřním prostředím (vyskytují se v nich specifické druhy) a okrajovým efektem na obou stranách, v krajině méně časté než liniové, např. dálnice, široké pruhy lesa, široké pruhy pro vedení vysokého napětí,
- c) **koridory podél toků** - proudové (průtočné), např. břehové porosty, regulující odtok vody a minerálních živin.

Tyto typy struktur se mohou vzájemně překrývat. Koridory mohou být různě křivolaté, spojitě, zúžené, či rozšířené (Forman & Godron 1993).

Obr. 1: Typy koridorů (Zdroj: Forman & Godron 1993).





Význam koridorů v krajině je značný. Koridory slouží jako stanoviště pro specifické rostlinné i živočišné druhy, zvyšují konektivitu a umožňují výměnu informací mezi částmi krajiny a pohyb podél koridorů. Také mohou být výraznou bariérou či filtrem oddělující území, nebo zdrojem pro přenos environmentálních a biotických účinků na okolní matici - prach ze silnice šířící se do ostatních ploch, šíření invazních druhů, přenos nemocí. (Odum 1977, Forman & Godron 1993, MacDonald 2003)

Na negativní vliv koridorů poukázal např. Weldon (2006) při studii hnízdní predace. Koridory mohou negativně ovlivnit populace žijící ve fragmentované krajině, protože zvyšují hnízdní predaci (kap. 3.2.1).

Koridor zdůrazňující strukturu je v ekologii nahrazen termínem biokoridor. Biokoridor nebo-li biotický koridor je lineární úsek krajiny propojující biocentra (Nováková – Hašková 1992, Löw et al. 1995). Charakterizuje ho vyšší ekologická bohatost a umožňuje migraci organismů. Vytváří územní systém ekologické stability. Nemusí poskytovat trvalou či dlouhodobou existenci všech přirozeně se vyskytujících organismů, spíše umožňuje migraci, avšak trvalý pobyt organismů nevyklučuje (Míchal 1994, Löw et al. 1995, Kerner 2000, Novotná 2001). Biokoridory jsou v kulturní krajině nezbytnou součástí teritoria řady živočichů. Nejlépe fungující biokoridory jsou společenstva tekoucích vod s litorálními lemy a břehovými porosty (Löw et al. 1995).

Biokoridory lze například členit na spojité (vodní tok lemovaný břehovými porosty) a nespojité (ostrůvky stepních lad, remízky), modální (podobná společenstva) a kontrastní (různá společenstva).

Dynamika druhů (směr a rychlost druhové změny v čase) se v koridoru mění podle jeho původu. Stálost nebo stabilita koridoru podmiňuje přímo mechanismus, který vedl k jeho vzniku. Například koridor podél vodního toku je poměrně stálý. (Forman & Godron 1993)

V koridoru jsou výhodné podmínky pro živočichy, které tak žijí v těsné blízkosti více ekosystémů a které jednotlivě využívají pro rozmnožování, získání potravy i odpočinek (Forman & Godron 1993). Zároveň se vystavují vyššímu riziku predace. Koridory lákají dravce, kteří využívají toho, že se kořist nemá kam ukrýt (Primack et al. 2001). Čím je koridor širší, tím je menší okrajový efekt (Bennet 1999), a to souvisí s rostoucí diverzitou, denzitou a frekvencí druhů závislých na daném typu prostředí (Spackman & Hughes 1995).

Přestože jsou koridory významnými prvky v krajině a mají velký význam v ochraně přírody a managementu krajiny, není ještě úplně jasné, jakou roli plní (MacDonald 2003), a proto je relevantní pokračovat v jejich výzkumu.

2.4 Typy liniových ekosystémů

Liniové ekosystémy jsou součástí rozptýlené zeleně a celkově zvyšují heterogenitu krajiny (Dostálová 1984). Tvoří je koridory v krajině, jakými jsou například břehové porosty podél vodních toků, aleje, větrolamy či živé ploty, rybníční hráze, rozptýlená zeleň, pruhy lesa. Dalšími typy liniových koridorů jsou příkopy, bylinné a křovinné pásy pro péči o lovnou zvěř, antropogenní koridory: železnice, silnice včetně krajnic a lemů, pás vedení vysokého napětí. (Forman & Godron 1993)

Druhové složení a strukturu (horizontální i vertikální) liniových ekosystémů nejvíce ovlivňuje typ a šířka linie, intenzita antropického vlivu, přítomnost vzrostlých dřevin (vytváří mikroprostředí), sousední plochy a vzdálenost od biocenter. (Nováková-Hašková 1992)

Dynamika liniových formací je podmíněna intenzitou okrajového efektu (Hobbs et al. 1990), který determinuje především jejich šířku. V rámci liniového biokoridoru se s větší šířkou snižuje podíl plochy přímo ovlivněné sousedními plochami (Nováková-Hašková 1992). Vyšší druhová diverzita se nachází v širších liniových ekosystémech

(Forman & Godron 1993, Spackman & Hughes 1995). Forman & Godron (1993) uvádějí šířku 12 m jako hodnotu, která vymezuje liniové a pásové koridory a při jejímž překročení se druhová diverzita zvyšuje. Mezi 3 - 10 m je korelace mezi šířkou a diverzitou blízka nule. Zatímco liniové koridory o šířce větší než 12 m mají v průměru dvakrát vyšší druhovou diverzitu.

2.4.1 Rozptýlená zeleň

Rozptýlená zeleň je významný krajinnotvorný prvek a činitel, jehož terminologie není jednoznačná. Používá se například pojem zeleň v krajině, mimolesní zeleň, zeleň na nelesní půdě, rozvinutá zeleň. Rozptýlenou zeleň tvoří porosty dřevin extravilánu a dřeviny rostoucí mimo lesní plochy (Hanuš et al. 1979), které vznikly přirozeným vývojem nebo umělým založením, mající různou patrovitost a zápoj. Dělí se na tři formy: bodová (solitérní dřeviny), liniová (porosty na mezích, břehové porosty, stromořadí) a plošná (remízy). (Dostálová 1984)

Mezi základní funkce rozptýlené trvalé zeleně patří (Šindelářová 1975, Hanuš et al. 1979, Nováková - Hašková 1992):

- a) **půdoochranná funkce** - zpevnění půdy na svazích, větrolamy bránící deflacii půdy břehové porosty zamezující vymílání,
- b) **ekologická funkce** - úkryt drobné zvěře, hnízdění ptactva, potenciální refugium plevelů a škůdců, migrace mnohých druhů živočichů podél liniových formací biokoridoru, ale i šíření některých druhů rostlin, bariéra šíření např. anemochorních rostlin a některých druhů hmyzu ve směru kolmém na linii, zvýšená heterogenita krajiny,
- c) **zdravotní, rekreační a hygienická funkce** - produkce kyslíku, snižování prašnosti, ochrana před škodlivými plyny, redukce hluku z provozu komunikací, poskytnutí stínu,
- d) **klimatická funkce** - zmírňuje extrémní teploty, teplotní výkyvy mezi dnem a nocí, regulují vlhkost ovzduší, usměrnění vzdušných proudů,
- e) **estetická funkce**.

2.4.2 Břehové porosty

Břehové porosty patří mezi významné složky rozptýlené zeleně (Dostálová 1984, Forman & Godron 1993). Husák (1975) definuje břehové porosty jako přirozeně nebo uměle založené porosty dřevin na březích vodotečí (řek, potoků, kanálů), na březích a hrázích vodních ploch (rybničních nádrží, přehrad, jezer). Významně omezují odtok vody, zamezují erozi břehů a odtoku minerálních živin (Šindelářová 1975, Forman & Godron 1993, Šimíček 1997). Kromě hydrologické a vodohospodářské funkce plní také funkci ekologickou - stínění vodní hladiny, zdroj biodiverzity, refugium pro živočichy, biokoridory (Nováková - Hašková 1992, Šimíček 1997) a podílí se na produkci dřeva (Šindelářová 1975, Šimíček 1997).

Forman & Godron (1993) zdůrazňují, že variabilita šířky těchto koridorů má zásadní funkční význam. Koridor podél vodního toku by měl být tak široký, aby reguloval odtok vody a živin z území a umožnil pohyb bioty podél toku. Šindelářová (1975) uvádí, že by podél toků měly převládat různověké břehové porosty, neboť většina břehových porostů plní funkce, které předpokládají kontinuitu. Dostálová (1984) poznamenává, že velmi významnou funkci tvoří kořenový systém břehových porostů. Zpevňuje břehy, chrání je před erozí, zvyšuje efekt přirozeného čištění vody. Kořenový systém napomáhá ke vzniku spirálních proudů, a tím ke zvýšení reaerace vody.

Vhodné břehové porosty účinně regulují teplotní a vlhkostní režim daného prostředí (Šindelářová 1975, Dostálová 1984). Břehové porosty využívá jako své stanoviště mnoho živočichů a mohou být na nich i závislí (Forman & Godron 1993).

2.4.3 Živé ploty a větrolamy

Živé ploty lemují pastviny nebo obdělávaná pole. Vyskytují se především v Anglii, Jejich obdoby a modifikace nalezneme také v severní Francii, ve státech Beneluxu, Dánsku, Německu v některých oblastech Skandinávie, nebo Severní Americe (Forman & Godron 1993, Kovář 1994). V České republice hovoříme spíše o mezích či pluzinách. Živé ploty se dělí na vysazované, regenerující, nebo zbytkové.

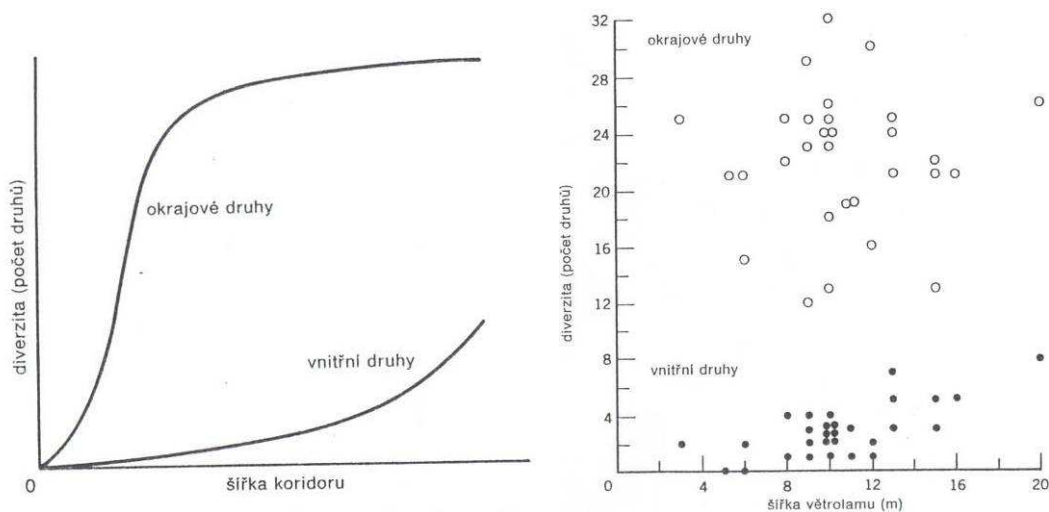
V regenerujících se živých plotech je vysoká prostorová i druhová diverzita. Šíření rostlinných semen způsobuje ptactvo. Mezi rostlinami a ptáky funguje pozitivní zpětná vazba. Ptáci jsou v porostech živých plotů četní a nápadní. Naopak savci zde žijí skrytě a jsou aktivní zejména v noci. V živých plotech je i velká druhová diverzita bezobratlých. (Forman & Godron 1993)

Živé ploty udržují stáda na pastvinách, chrání úrodu na polích, plní funkci migračních kanálů. Živočichové se pravděpodobně raději přesouvají podél lesních pásů než volnou krajinou. (Forman & Godron 1993)

Větrolamy jsou „různě široké pásy dřevin orientované kolmo na převládající směr větru“ (Janeček 1992), které usměrňují proudění větru, eliminují větrnou erozi a také se podílí na regulaci průtoků vodních toků. Průtok vody v krajině se sítěmi větrolamů je vyrovnanější a povodně méně frekventované (Šindelářová 1975, Forman & Godron 1993).

Šířka větrolamu významně ovlivňuje druhovou diverzitu uvnitř pásu (Obr. 2). Bylo zjištěno, že větrolam o šířce 7 m je nedostačující pro migraci bioty krajinou a že živé ploty o šířce větší než 12 m mají v průměru dvakrát vyšší druhovou diverzitu než užší ploty. (Forman & Godron 1993)

Obr. 2: Vliv šíře větrolamu na diverzitu vnitřních a okrajových druhů (Zdroj: Forman & Godron 1993).



Podle propustnosti a účinnosti se větrolamy dělí na tři základní typy (Janeček et al. 2002): **prodouvavé (propustné)** tvořené jednou až dvěma řadami stromů, avšak žádnými keři, **neprodouvavé (nepropustné)** složené z více řad stromů i keřového patra. a **poloprodouvavé (polopropustné)**- nejvíce vhodné, neboť vítr větrolam částečně obtéká a částečně prostupuje porostem (nevznikají turbulence).

Pro správnou funkci větrolamu je důležité zvolit vhodnou druhovou skladbu. Janeček (2002) rozlišuje tři skupiny dřevin:

- a) **hlavní (základní) dřeviny** - tvoří základ porostu, jsou dlouhověké, odolné, ale rostou zpravidla pomalu. Patří mezi ně duby (*Quercus robur*, *Q. petraea*, *Q. cerris*, *Q. rubra*), lípy (*Tilia cordata*, *T. plathyphyllos*), javory (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *A. campestre*, *A. tataricum*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), ořešáky (*Juglans regia*, *J. nigra*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*),
- b) **dočasné (přidružené, pomocné)** - porosty, které zajišťují potřebnou hustotu větrolamu do doby, než dorostou dřeviny základní. Poté jsou postupně odstraňovány. Vyznačují se rychlým růstem v mládí, jsou méně odolné a nedosahují vysokého věku. Jsou jimi např. topoly (*Populus albas*, *P. x canescens*, *P. tremula*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), jeřáby (*Sorbus aria*, *S. aucuparia*, *S. domestica*, *S. torminalis*), jilm vaz (*Ulmus laevis*), olše (*Alnus incana*, *A. viridis*), moruše (*Morus alba*), kaštan setý (*Castanea sativa*),
- c) **vedlejší** - doplňují základní dřeviny, zajišťují optimální propustnost pod jejich korunami. V dospělosti se z porostu neodstraňují. Opadem listů přispívají ke zvýšení obsahu živin v půdě. Tvoří je jabloň lesní (*Malus sylvestris*), hrušeň planá (*Pyrus pyraeaster*), třešeň ptačí (*Prunus avium*), třešeň viševá (*Prunus cerasus*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), výjimečně modřín opadavý (*Larix decidua*) a smrk ztepilý (*Picea excelsa*).

Další nepostradatelnou skupinou jsou keře. Zabraňují přízemnímu proudění vzduchu, zachycují sněh a půdní částice, chrání půdu před větším zahříváním a velkým výparem, obohacují půdy opadem, zabraňují pronikání buřeny dovnitř větrolamu. Mezi nejpoužívanější patří ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), dřín obecný (*Cornus mas*), kalina tušalaj (*Viburnum lantana*), líska obecná (*Ligustrum vulgare*), růže trnitá (*Rosa spinosa*), brslen bradavičnatý (*Euonymus verrucosa*), svída krvavá (*Cornus sanguinea*), bez (*Sambucus nigra*, *S. racemosa*) a další.

2.5 Fragmentace a konektivita

Liniový koridor, především antropogenního původu, může způsobit fragmentaci krajiny. K fragmentaci dochází, je-li území rozděleno silnicí, železnicí, vedením vysokého napětí, ploty, ropovody a jinými překážkami bránícími pohybu bioty. (Primack et al. 2001)

Fragmentaci lze definovat jako rozdrobení původně souvislé krajiny (biotopů, populací) na menší části - „plošky“, které postupně ztrácejí vlastnosti a schopnosti původního celku (Faaborg et al. 1992, Primack et al. 2001). Tím, že fragmentace narušuje strukturní a prostorovou kontinuitu, ohrožuje funkci ekosystémů. Dochází ke změně podmínek prostředí (vyšší intenzita záření, vyšší rychlost větru, zvýšená vodní a větrná eroze, změna vodního režimu) a toku zdrojů mezi ploškami. (Walker et al. 2006)

Krajinná fragmentace přispívá ke snižování biodiverzity (Kareiva et al. 1997). Zabráňuje výměně informací mezi ekosystémy, toku přírodních zdrojů a genetického materiálu (Roman et al. 2001), migraci živočichů, snižuje konektivitu a cirkulativitu koridorů (Kovář 2008). Celkově tedy přispívá k degradaci různých typů ekosystémů, ke snižování populace, úbytku původních druhů.

Kontaktnost a propojenost jsou dva atributy heterogenní krajiny. Kontaktnost (souvislost) je stupeň fyzického dotyku mezi plochami a může být mapována. Užívá se k posuzování krajinných prvků jako jsou např. lesíky, živé ploty, říční toky apod. (Kovář 2008)

Konektivita (spojitost, propojenost) je parametr k měření propojenosti prostorově souvisejících koridorů a je dána poměrem počtu spojů v síti k maximu možných spojů: $\gamma = L/L_{\max}$ (Kovář 2008). Konektivita plní ve fragmentované krajině funkci migračních možností (genových výměn mezi druhy) a bariér mezi krajinnými prvky a složkami (Taylor et al. 1993, Kovář 2008). Podle Goodwina & Fahringa (2002) se konektivita snižuje s rostoucí vzdáleností mezi ploškami a více než složení matrice ji ovlivňují prvky biotopu.

2.5.1 Okrajový efekt

Na rozhraní různých ekosystémů se vytváří přechodová zóna, ve které se setkávají druhy z přilehlých společenstev, a to ve svém důsledku zvyšuje druhovou diverzitu a kontrast prostředí (Hesslerová & Kučera 2006). Okrajový efekt vzniká ve vnějším pásu (okraji) nějaké plošky, který je determinován odlišným počtem druhů a druhovým

složení (Forman & Godron 1993). Nastává při fragmentaci, kdy se okrajové prostředí rozpíná na úkor vnitřního. (Faaborg et al. 1992, Thomson 2006)

Podle Hansena a di Castri (1992) se ekotony nazývají přechodné zóny mezi dvěma nebo více ekologickými systémy, definované časovým a prostorovým měřítkem a silou interakcí mezi sousedícími ekosystémy. Liniové ekosystémy jsou celé ekotony. Ekotony disponují větší pestrostí druhů živočichů a rostlin (Losos et al. 1985) a výhodnějšími podmínkami pro organismy než mají sousední biocenózy (Hansen & di Casri 1992).

Podmínky pro život v ekotonech mohou být i nepříznivé, protože ekotony přitahují invazní druhy a predátory (Šálek 2005, Weldon 2006).

Ekotony charakterizují změny v čase a prostoru, plynulost přechodu a kontrast mezi ploškami (Wiens 1992, Hesslerová & Kučera 2006). Změny struktury nebo funkce v ekotonu probíhají rychleji než změny v krajině jako celku. Ekotony, jako prostorové jednotky, mají různou vnitřní strukturu, stavbu, vlastnosti podmíněné biotickými a abiotickými faktory, časem, vývojem a funkcí (propustnost, stabilita, elasticita) (Hansen & di Castri 1992) a určují se u nich tyto parametry: stupeň kontrastu, stabilita, rezilience, energetika, porozita. (Hesslerová & Kučera 2006, Kovář 2008)

Šíří okraje ovlivňuje úhel slunečního záření (ušší okraje jsou v teplejších oblastech), vítr (širší okraje se nachází na straně s převládajícími větry), druhové složení, půdní poměry (Forman & Godron 1993). Nelze přesně vymezit, jak daleko okrajový efekt sahá. V případě vegetace se může rozšířit 30 m od lesního okraje, zatímco u predace se okrajový efekt projevuje až 600 m od okraje (Faaborg 2002). Krajinní ekologové uvádějí průměrnou šířku okraje 100 m (Thomson 2006).

Vznik ekotonů a jejich existence souvisí nejen s přírodními, ale také antropogenními vlivy. Okraje jsou citlivé k lidským zásahům. Změny v nich probíhají rychleji než u přírodních ekotonů (Hesslerová & Kučera 2006, Thomson 2006). V kulturní krajině je ostrá hranice mezi okrajem a okolím, v přirozeném prostředí probíhá pozvolně přes keřové patro.

3. PTAČÍ SPOLEČENSTVA

3.1 Definice a popis společenstva

Společenstvo (biocenóza) je souborem všech populací vyskytujících se společně na určitém biotopu a v čase (Begon et al. 1997) a mající společnou historii (Braniš et al. 1998). Je to živá složka ekosystému, která se liší velikostí a rozsahem, vzniká v různých podmínkách a je složitě organizovaná. Společenstvo je ovlivňováno faktory prostředí a jednotlivé druhy jsou ve vzájemné interakci. (Losos et al. 1985, Moravec et al. 1994, Begon et al. 1997)

Rozlišujeme tyto kategorie (Losos et al. 1985):

1. **Společenstva ustálená** - v krátkém ani dlouhém časovém horizontu se výrazně nemění. Dělí se na:
 - a) *nezávislá* - společenstvo ovlivňují především vnitřní procesy (biocenóza),
 - b) *závislá* - do značné míry závislá na vnějším prostředí, podmíněna abiotickými a biotickými složkami, nebo antropogenními vlivy (uměle vzniklá společenstva).
2. **Společenstva proměnlivá** - podléhají pomalým nebo rychlým změnám svých složek. Tyto změny probíhají:
 - a) *cyklicky* - např. obnova lesní cenózy po přírodní katastrofě,
 - b) *řízeně* - změny společenstva se uskutečňují zákonitě přes sukcesní stadia.

Charakter prostředí je primárním faktorem při utváření společenstev, protože ovlivňuje výběr biotopu. Dalším faktorem jsou mezidruhové vztahy. Sekundárně se podílí na vzniku společenstva, neboť pouze upravují druhové složení společenstva. (Begon et al. 1997)

Společenstva existují hlavní a dílčí (taxocenózy). Dílčí společenstva jsou závislá na celé biocenóze, nejsou tudíž tak samostatná a mají nižší autoregulační schopnost. Liniová společenstva na březích řek, moří jsou označovány jako zónční nebo komplexní. Tyto biotopy nejsou v celém svém rozsahu stejné, mají od místa k místu různé vlastnosti a životní podmínky. (Losos et al. 1985) Ptačí společenstvo určitého území nebo prostředí je nazýváno ornitocenózou.

3.1.1 Bioindikační význam ptáků

Bioindikace umožňuje poznání zákonitých vazeb mezi kolísáním výskytu, chováním, fitness, morfologickými znaky, fyziologickými pochody, populační dynamikou živočichů a rostlin, velikostí a strukturou jejich společenstev a podmínkami prostředí (Nováková 1987).

Uplatňuje se v ekologickém monitoringu, který buď sleduje antropické nebo antropogenní zásahy do krajiny - tzv. impaktní monitoring, anebo se zaměřuje na vývoj a změny homeostázy krajinných systémů (Nováková 1987). V impaktním monitoringu se využívají stenoekní druhy (úzká ekologická valence), při hodnocení krajinných změn euryekní (široká ekologická valence) (Šťastný 1990).

Ptáci jsou vhodnou bioindikační skupinou (např. Turček 1972, Nováková 1987, Janda & Řepa 1986, Šťastný 1990, Kaňuch 2000, Gregory et al. 2003, Voříšek 2007, Weber 2008), protože jsou hojně rozšířeni ve všech typech biotopů, v relativně velkém počtu druhů, často zauímají vrcholové postavení v potravním řetězci (dravci), jsou citliví ke změnám prostředí (Šťastný 1990, Voříšek 2007). Ptáci jsou také adaptibilní, snadno využívají nové potravní zdroje a stanoviště. Patří ke skupině snadno pozorovatelné a zjišitelné, není nutné je odchyťovat nebo dokonce usmrcovat a prostřednictvím dobré znalosti jejich ekologických nároků a způsobu života jsou snáze zpracovatelné (Šťastný 1990). Turček (1972) označuje ptáky jako indikátory změn klimatu, půd, stavu vod a jejich druhového bohatství, krajiny, krajinných celků a prvků, lesních společenstev a porostů, jiných živočichů, ale i pesticidů nebo radioaktivního odpadu. Autor také uvádí, že mohou indikovat počasí a dokonce i zemětřesení.

Celkově jsou ptáci velmi populární skupinou pro odbornou i širší veřejnost (Voříšek 2007). Metody jejich kvantitativního výzkumu byly vypracovány na poměrně vysoké úrovni (Janda & Řepa 1986, Bibby et al. 2000).

3.1.2 Základní charakteristiky ornitocenóz

Rozlišujeme kvantitativní neboli četnostní znaky (denzita, abundance, dominance) a strukturální znaky (frekvence, diverzita) (Losos et al. 1985). Charakteristiky vztažené na každý zjištěný druh nazýváme autekologické a charakteristiky popisující celé společenstvo synekologické (Moravec et al. 1994).

Základní kvantitativní charakteristikou ptačího společenstva je **abundance** (početnost). Je to počet druhů zjištěných na zkoumané lokalitě. Naproti tomu **denzita**

(hustota) je počet jedinců (párů, hnízd) daného druhu nebo celého společenstva na jednotku plochy vyjádřenou nejčastěji na 1, 10, nebo 100 ha. Bodové a liniové metody - označované jako relativní, podávají informaci o početnosti, zatímco mapovací metody (absolutní) hodnotí hustotu. (Janda & Řepa 1986)

Další používanou charakteristikou je **dominance**, která vyjadřuje podíl početnosti daného druhu ve společenstvu v procentech. Losos et al. (1985) rozeznává 5 tříd dominance: eudominantní druh (> 0 %), dominantní (5 - 10 %), subdominantní (2 - 5 %), recedentní (1 - 2 %), subrecedentní (< 1 %). Zatímco Janda a Řepa (1986) rozlišují tyto kategorie: akcesorické druhy (< 2 %), influentní druhy (2 - 5 %) a dominantní druhy (> 5 %), které označují jako vhodnější pro ornitologická data.

Frekvence je definována jako intenzita výskytu daného druhu na lokalitě. Druhy dělíme do čtyř frekvenčních tříd: akcidentální (< 25 %), akcesorické (25 - 50 %), eukonstantní (50 - 75 %), konstantní (> 75 %) (Janda & Řepa 1986). Dominantní druhy ve společenstvu vykazují největší frekvenci. Mezi frekvencí a abundancí existuje pozitivní vazba. Čím je frekvence druhu vyšší, tím je zpravidla vyšší i početnost. Dále frekvence závisí na disperzi jedinců. Při rovnoměrné disperzi je frekvence vyšší než při nerovnoměrné až ostrůvkovité disperzi. (Losos et al. 1985)

Mezi synekologické charakteristiky patří počet druhů, diverzita a ekvitabilita (Losos et al. 1985, Janda & Řepa 1986). **Diverzita** neboli druhová rozmanitost či bohatství je vyjádřena indexem diverzity (H') a znamená poměr počtu druhů k počtu jedinců (Losos et al. 1985). Při vyšší hodnotě indexu diverzity se předpokládá stabilnější a přirozenější ornitocenóza (Janda & Řepa 1986). Požívají se dva indexy: **Simpsonův index diverzity** (Begon et al. 1997) a **Shannon - Weanerův index** (Losos et al. 1985, Janda & Řepa 1986, Begon et al. 1997). Simpsonův index je vyrovnanější a nezdůrazňuje akcesorické druhy jako Shannon - Weanerův index. Nejpoužívanějším indexem je Shannon - Weanerův.

Shannon- Weanerův index

$$H' = -\sum P_i \cdot \log_2 P_i$$

$$P_i = n_j / N_j$$

n_j - početnost i-tého druhu

N_j - početnost celého společenstva.

Simpsonův index diverzity

$$D = 1 / \sum P_i^2$$

P_i - podíl každého druhu do celku zjištěného pro daný vzorek.

Hodnota indexu diverzity závisí na druhovém bohatství ornitocenózy a na **ekvitabilitě** (vyrovnanosti) jedinců rozložených mezi druhy. Ekvitabilita je obrácená hodnota diverzity. Druhově bohatší, ale nevyrovnané společenstvo má nižší index diverzity než druhově chudší společenstvo, ale vyrovnané (Losos et al. 1985).

Dalším indexem, často označovaným za index diverzity druhého řádu, je index **dominance** (Odum 1977, Janda & Řepa 1986). Podává informaci o převaze dominantních druhů ve společenstvu $c = \sum (P_i)^2$ (Janda & Řepa 1986). V praxi se většinou nepoužívá.

3.1.3 Kvantitativní metody

Janda & Řepa (1986) rozlišují tyto metody používané při kvantitativním výzkumu ornitocenózy: Metoda mapování hnízdních okrsků, Liniové metody, Bodové metody, Metoda přímého vyhledávání hnízd, Metoda zpětných odchyťů.

Pro výzkum ptačích společenstev liniových ekosystémů se nejvíce hodí liniové metody. Spočívají ve sčítání ptáků po stranách vytyčeného transektu. Jsou použitelné po celý rok, nejvíce v hnízdním období. Dělí se na **vlastní liniové metody**, nejčastěji používané v Severní Americe, a **pásové metody**, typické pro Evropu. (Janda & Řepa 1986)

V praxi probíhá sčítání ptáků v pásech za vhodného počasí (za dobré viditelnosti, bez srážek, bezvětří nebo slabý vítr) pomalou a klidnou chůzí od 300 m po několik kilometrů dlouhých transektech (Janda & Řepa 1986, Bibby et al. 2000). Zaznamenávání jsou vizuálně a akusticky zjištění ptáci i tací, kteří se vyskytují mimo linii nebo přes ni přeletí (Janda & Řepa 1986).

Sčítání po transektech je velmi účinnou metodou, ale vyžaduje vysokou úroveň identifikačních dovedností. Hlavními požadavky na tuto metodu sčítání jsou: výběr a lokace tras, počet návštěv, pochodová rychlost, zda sčítat ptáky podle aktivity, věku nebo pohlaví, odhad vzdálenosti, výběr pozorovatele. Metoda sčítání po transektech je méně detailní než mapovací metoda, ale v některých případech může být přesnější než bodová metoda. (Bibby et al. 2000)

V zimním období je vhodné provést sčítání v tzv. Christmas time (23.12. - 10.1.), nebo v tzv. New time (konec února - začátek března) v dopoledních hodinách. V hnízdním období je nejlepší dobou sčítání několik týdnů po příletu na hnízdiště. Sčítá se zpravidla od rozednění do 9 - 10 hodiny dopoledne. (Janda & Řepa 1986)

Délka transektu by měla být podle Jandy & Řepy (1986) minimálně 5 km, úseky pod 1 km zkreslují výsledky. Šířka sčítaného pásu závisí na typu biotopu. Doporučená šířka transektu u hrází, často shodná s liniiovými ekosystémy, je rovna šířce hráze, u lesních biotopů 50 m (25 m na každou stranu linie), u nelesních biotopů 100 m (50 m na každou stranu). (Janda & Řepa 1986)

Teritoriální projevy (zpěv samce, souboj dvou samců) nebo hnízdní chování (nošení potravy, nález hnízda s vejci) se považují za zjištěný pár, tj. dva exempláře. Zjišťují se buď páry nebo jednotlivé exempláře. (Janda & Řepa 1986)

3.1.4 Guildy a topické skupiny

Ptačí společenstva mají specifické biotopové a trofické nároky. K definování vztahu mezi složením ptačího společenstva a strukturou biotopu se u nás v minulosti používaly topické skupiny (Zasadil 2001). Poté je po vzoru zahraničních autorů nahradily guildy. Guilda je stavebním prvkem společenstva (Mac Nally 1994, Pearman 2002). Je to skupina druhů, která využívá stejné zdroje prostředí podobným způsobem a nemusí se fyzicky podobat (Wiens 1992a, Begon et al. 1997). Guildy mohou být potravní, hnízdní, nebo migrační. Nejvíce se používají potravní guildy. Potravní guildy charakterizuje výrazná kompetice (Wiens 1992a) a mohou být jen dočasné (Begon et al. 1997). Struktura ptačích guild se liší v různých typech stanovišť (Mac Nally 1994, Pearman 2002).

Zasadil (2001) rozdělil topické skupiny do pěti tříd z hlediska výběru vhodného biotopu: druhy dutin, druhy stromového patra, druhy keřového patra, druhy bylinného patra a druhy synantropní. Lorenc (2002) při studii ornitocenózy břehových porostů rozlišil navíc druhy vázané na vodu. Rozdělení je pouze orientační a ne zcela přesné.

V případě odlišných potravních a hnízdních nároků se v praxi uvažuje sukcesně vyšší požadavek. Pro břehové porosty mají nejvyšší význam dutinové druhy a druhy keřového patra (Lorenc 2002).

3.1.5 Indexy podobnosti

Pomocí indexů podobnosti lze zjistit odlišnost společenstva. Indexy podobnosti hodnotí vztahy mezi srovnávanými společenstvy na základě podobnosti druhového složení dvou společenstev (Sørensenův index), dominance (Renkonenův index), diverzity (Index nepodobnosti) a frekvence (Kulzynského index). (Janda & Řepa 1986)

Nejstarším indexem similarity je Jaccardův index (Moravec et al. 1994). Z něj vychází Kulzynského index a index Steinhausův, neboli Sørensenův. (Losos et al. 1985, Moravec et al. 1994)

Jaccardův index (J):

$$J = c / (a+b-c) * 100 (\%)$$

a - počet druhů vyskytujících se jen na lokalitě A (nejsou na B)

b - počet druhů vyskytujících se jen na lokalitě B (nejsou na A)

c - společný výskyt druhů

Sørensenův index (QS):

$$QS = 2c / (a+b) * 100 (\%)$$

a - počet druhů ve vzorku „A“

b - počet druhů ve vzorku „B“

c - společný výskyt druhů

Sørensenův index v některých pracích nahradil starší Jaccardův index. Porovnává počet druhů v jednotlivých společenstvech (a,b) s počtem druhů společných oběma společenstvům (Janda & Řepa 1986).

Kritické hodnoty vyjádřené v procentech jsou následující (Janda & Řepa 1986):

QS < 40malá podobnost až nepodobnost

40 < QS < 60podobnost

60 < QS < 80silná podobnost

QS > 80výrazná podobnost až identita

Renkonenův index (Re):

$$Re = \sum d_{i \min}$$

$d_{i \min}$ - nižší hodnota dominance druhu i z obou srovnávaných lokalit

Renkonenův index je výhodnější použít při zjišťování podobnosti společenstev s velmi nízkým počtem druhů. Hodnotí mimo kvalitativních i kvantitativní poměry souběžně se vyskytujícími druhů. (Janda & Řepa 1986)

Kritické hodnoty jsou totožné s kritickými hodnotami QS.

Index nepodobnosti (CD):

$$CD = 100 * (e^{H^c} - 1)$$

$$H^c = (|H'_{AB} - H'_A| + |H'_{AB} - H'_B|) / 2$$

H'_A , H'_B , H'_{AB} - indexy diverzity pro vzorek A, B nebo směšný vzorek AB

Kritické hodnoty indexu CD (Janda & Řepa 1986):

CD < 10výrazná podobnost až identita

10 < CD < 20silná podobnost

20 < CD < 50podobnost

CD > 50slabá podobnost

Kulczynského index (K):

$$K = (k_1 + k_2 + \dots + k_n) / (d_1 + d_2 + \dots + d_n)$$

k_1, k_2, \dots, k_n - nejnižší hodnota frekvence druhu ve srovnávaných vzorcích

d_1, d_2, \dots, d_n - rozdíl mezi příslušnými hodnotami frekvence ve srovnávaných vzorcích

Čím vyšší je hodnota indexu K, tím větší je podobnost frekvence dvou srovnávaných společenstev. (Losos et al. 1985)

3.2 Principy utváření ptačího společenstva

Ptačí společenstvo se vytváří na základě působení mnoho faktorů, z nichž nejvýznamnější je struktura vegetace (Mac Arthur & Mac Arthur 1961, Tomoff 1974, Willson 1974, Roth 1976, James & Wamer 1982), druhová bohatost vegetace (Hino 1985, Rotenberry 1985), nadmořská výška a mezidruhové vztahy (Wiens 1992).

Mac Arthur & Mac Arthur (1961) vyjádřili závislost mezi druhovou diversitou ptáků (Bird Species Diversity) a diverzitou patrovitosti vegetace (Foliage High Diversity) a

zjistili, že druhové složení vegetace (Plant Species Diversity) nemá vliv na ptačí diverzitu. Platí, že se s rostoucí diverzitou patrovitosti zvyšuje i druhové složení vegetace, a proto primárně závisí ptačí společenstvo na patrovitosti vegetace. Větší počet vegetačních pater a rovnoměrně rozdělený pokryv vegetace v jednotlivých vrstvách zvyšuje ptačí diverzitu.

Naproti tomu Tramerův (1969) výzkum ukázal, že mokřady a pastviny mají nižší diverzitu ptačích druhů než křoviny a pouště. Autor dále uvádí, že diverzita patrovitosti vegetace určuje počet dostupných nik, a tím i počet druhů, které mohou koexistovat v daném společenstvu.

Také Tomoff (1974) tvrdí, že ačkoli Mac Arthurův model patrovitosti platí pro listnaté lesy, není signifikantní v pouštních křovinných společenstvech. Druhá diverzita ptáků závisí nejen na diverzitě patrovitosti vegetace, ale také na diverzitě životních forem rostlin (Physiognomical Coverage Diversity).

Willson (1974) namísto ukazatele diversity patrovitosti použil sumu procentuálního zastoupení všech pater vegetačního pokryvu (Percent Vegetation Cover) a vysledoval úzkou vazbu mezi PCVC a druhovou bohatostí a početností ptačího společenstva.

Roth (1976) zavádí index prostorové diverzity (Heterogeneity index), který zahrnuje vertikální i horizontální diverzitu vegetace a koreluje s diverzitou ptačích společenstev. V prostorově diversifikovanější krajině je vyšší druhová diverzita ptáků v křovinách než na pastvinách. V méně mozaikovitě krajině mají lesy méně ptačích druhů než křoviny.

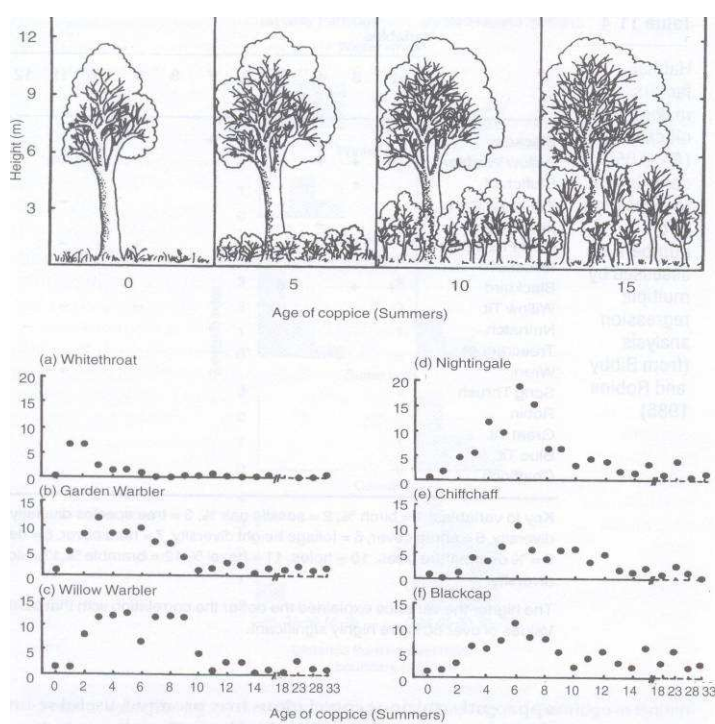
James & Warner (1982) zkoumali denzitu, druhové bohatství a relativní početnost ptačích společenstev v široké škále charakteristik severoamerických lesů. Vysoká denzita a početnost ptačích společenstev korelovala s vysokou druhovou diverzitou vegetace, denzitou porostu a výškou zápoje. Nejnižší denzitu a druhové bohatství ptáků vykazovali malé či středně velké druhově chudší porosty.

Hino (1985) pozoroval ptačí společenstva větrolamů a konstatoval, že druhová bohatost ptačích společenstev je v těsné vazbě na druhové bohatství porostu a nikoliv na diverzitě patrovitosti. Na té by byla druhová diverzita ptáků závislá v případě rozlišeného porostu na přirozený a uměle založený.

Rotenberry (1985) analyzoval osm travinných společenstev v USA a zjistil, že na druhové složení ptačího společenstva má z 55 % vliv druhová skladba vegetace a jen z 35 % struktura vegetace. Korelace mezi strukturou a složením vegetace je 22 %. Při odstranění této korelace se snížily hodnoty koeficientů. Ptačí společenstvo ovlivnilo složení vegetace z 43 % a struktura vegetace ze 17 %.

Bibby et al. (2002) zdůrazňuje pozitivní vliv zapojeného porostu na druhovou diverzitu ptáků. Ptačí společenstvo se ustálilo v přibližně desetiletém porostu, který vývoj se v dalších letech zpomalil. Snížila se početnost migrujících druhů a zvýšila se denzita domácích druhů. Migrující druhy preferovaly mladý porost (Obr.3).

Obr. 3: Vliv různě strukturovaného porostu na početnost ptačího společenstva. Graf a) pěníce popelavá, b) pěníce slavíková, c) budníček větší, d) slavík obecný, e) budníček menší, f) pěníce černohlavá (Zdroj: Bibby et al. 2002).

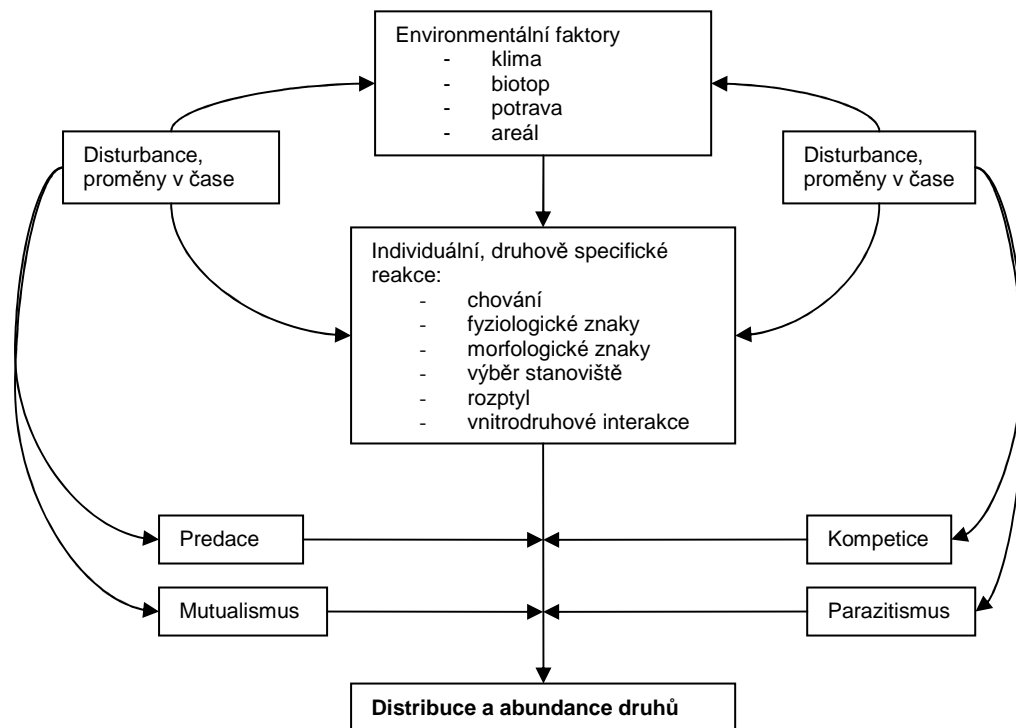


Ptačí společenstva dále ovlivňuje nadmořská výška. S rostoucí nadmořskou výškou klesá druhová bohatost (Fuller 1995, Begon et al. 1997). Podle Begona et al. 1997 je příčinou poklesu druhové bohatosti osídlení menšího a izolovanějšího území. Fuller (1995) odhalil jinou příčinu, a to v rozložení půd. Chudší ptačí společenstvo lesů na západě Anglie bylo ovlivněno málo vyvinutým porostem na chudších půdách. Tyto málo produktivní půdy se nacházely ve vyšších nadmořských výškách.

Mezidruhové vztahy, zejména kompetice, také mají vliv na ptačí společenstva. Důkaz provedl Wiens (1992b) na základě konkurenčních vztahů mezi nektarivorními

ptáky. Frekvence a intenzita interakcí mezi kolibříky závisela na dostupnosti a hojnosti potravy - nektaru. Distribuce a abundance ptačích druhů a společenstev závisí na individuálních, druhově specifických odezvách na faktorech prostředí (klimatické změny, dostupnost potravní nabídky, charakter biotopu, areál rozšíření), které jsou dále modifikovány mezidruhovými vztahy (predací, kompeticí, mutualismem, parazitismem) a ovlivněny disturbancemi a vývojem v čase (Obr. 4). (Wiens 1992b)

Obr. 4: Faktory a procesy ovlivňující distribuci a abundanci druhů i společenstev (Zdroj: Wiens 1992b).



3.2.1 Vliv okolní krajiny na ptačí společenstva

V otevřené krajině ovlivňují ptačí společenstva zejména fragmentace a ekotonální efekt (kap. 2.5.). Fragmentace způsobuje izolaci mezi biotopy a nárůst ekotonálních společenstev v krajině (např. rozptýlená zeleň). Tato společenstva charakterizuje vysoká druhová pestrost a denzita organismů. Ekotony zahrnují druhy okolních biotopů i druhy uvnitř pásma (Losos et al. 1985, Forman & Godron 1993). Důsledkem fragmentace je i změna ve složení ptačích společenstev. Specialisté jsou vytěsněny generalisty, kteří

obývají širokou škálu stanovišť. Mění se početnost a druhová diverzita ptáků i skladba guild ptačích a savčích predátorů. (Šálek et al. 2007)

Diverzita ptačích společenstev závisí na rozmanitosti stanoviště, disturbanci, ploše a stáří krajinných plošek, rozmanitosti krajinné matrice, izolovanosti a přetržitosti hranic (Forman & Godron 1993).

Okolní krajina významně ovlivňuje ptačí společenstva. Dokládají to například studie Zasadila (2001) a Lorence (2002). Lorenc (2002) se zabýval ornitocenózou břehových porostů a zjistil, že se na 90,5 % linií nacházely okrajové druhy, na 58,7 % linií mokřadní druhy a na 14 % linií druhy vnitřku lesa. Zasadil (2001) zjišťoval význam ekotonálního efektu na rybníčních hrázích Třeboňska. 14 zjištěných druhů okrajů lesa, 13 mokřadních druhů a 6 druhů vnitřku lesa představovalo celkem 44 % všech zjištěných druhů rybníčních hrází. Potvrdilo se, že ekotonální efekt má vliv na vysokou diverzitu ptačích společenstev na hrázích.

Kromě pozitivního účinku okrajového efektu na diverzitu avifauny má i negativní vliv spočívající v hnízdní predaci. Například Svobodová et al. (2004) zjišťovali predaci umělých hnízd tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) ve vysoce fragmentované krajině v Krušných horách. Nejvíce predovaná hnízda byla na okrajích lesa (ekotonální efekt), dále v mladém lese (do 30let stáří), ve zralém lese (nad 50 let věku) a nejméně v otevřené krajině. Predační tlak byl vyšší u viditelných hnízd v mladém lese než u skrytých hnízd v otevřených biotopech.

Fragmentaci a okrajovému efektu působícího na ptačí společenstva věnovali dále pozornost např. Bolger et al. (2001), Flaspohler et al. (2001), Lahti (2001), Baker et al. (2002), Ries & Sisk (2004), Watson et al. (2004), Thomson (2006), Weldon (2006), Tubelis et al. (2007).

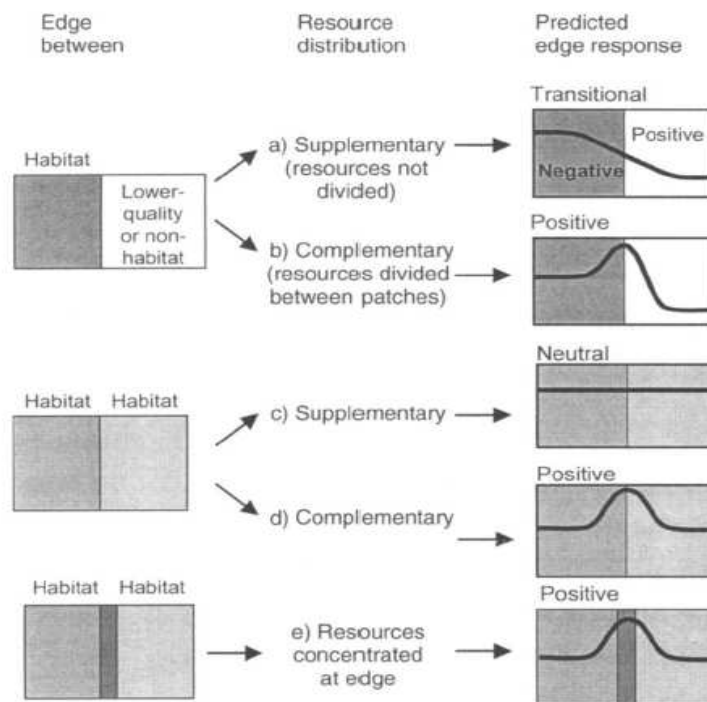
Ries & Sisk (2004) vytvořili model založený na distribuci potravních zdrojů- dovnitř biotopu, mezi dva biotopy, rovnoměrně podél biotopů. Zajímalo je, jestli se zvýší, sníží, anebo vůbec nezmění početnost ptačích druhů na okrajích stanovišť (Obr. 5).

Watson et al. (2004) se zabývali dopadem fragmentace na ptačí společenstva a guildy ohrožených litorálních lesů pobřeží jihovýchodního Madagaskaru. Jádro lesů obývalo více druhů než okraje a okolní matici. Okraje osidlovali generalisté a hmyzožravé druhy a vnitřek specialisté a fruktivorní druhy. Dospěli k názoru, že fragmentace nejvíce ohrožuje druhy citlivé na okrajový efekt.

Shodné stanovisko zaujali Bolger et al. (2001), kteří zjistili, že ptačí druhy citlivé k fragmentaci mohou osidlovat mezní pásy, ale ne okraje silnic. Ty mohou obývat jen k fragmentaci tolerantní druhy.

Tubelis et al. (2007) vyšetřili, že širší a starší zalesněné plochy lesů obývalo více ptačích druhů než fragmentované úzké úseky.

Obr. 5: Změny početnosti ptačí populace způsobené rozmístěním potravních zdrojů ve fragmentované krajině. Pozitivní vazba ptačích společenstev na ekotony nastane v případě rozmístění potravní nabídky mezi biotopy, nebo dovnitř ekotonu (Zdroj: Ries & Sisk 2004).



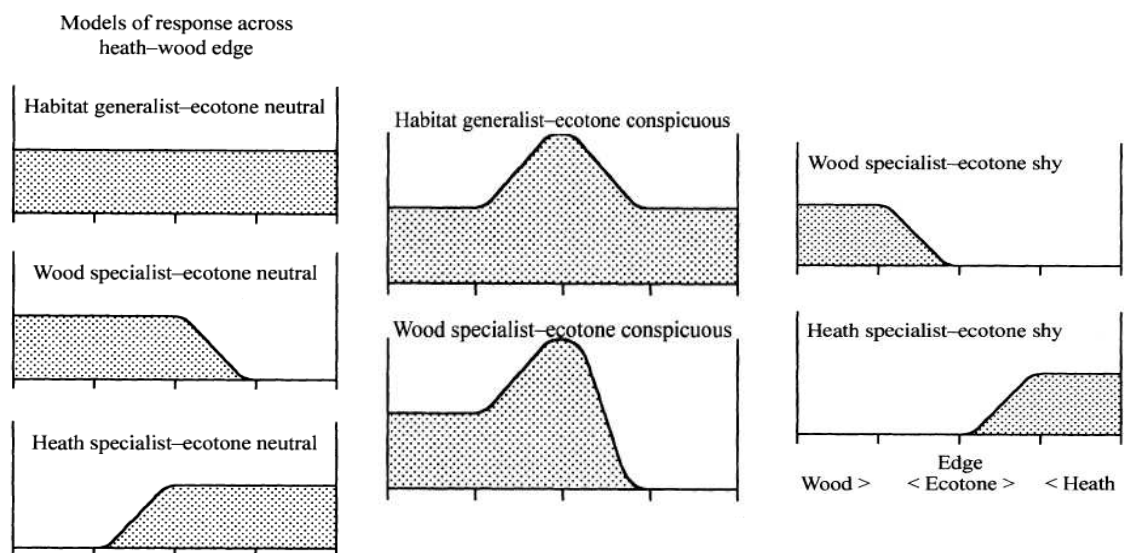
Lathi (2001) se domnívá, že se okrajový efekt s vyšší hnízdní predací uplatňuje ve více fragmentované krajině. S tím souhlasí Thomson (2006), který dodává, že se některé ptačí druhy vyvarují okrajům lesů, neboť jim více hrozí predace a hnízdní parazitismus.

Ekotony lákají hnízdní predátory, a tím představují pro mnoho ptačích druhů ekologickou past. Flaspohler et al. (2001) zkoumali vliv okrajového efektu na reprodukční úspěšnost vybraných ptačích druhů. Ekotonální druhy vykazovaly nižší

hnízdni úspěšnost než druhy hnízdící v zapojeném porostu. Vliv okrajového efektu na hnízdni úspěšnost byl pozorován až ve vzdálenosti 300 m od okraje k lesu, v případě hnízdni denzity zasahoval i dále. Ukázalo se, fragmentace snižuje hnízdni úspěšnost a zvyšuje hnízdni denzitu některých druhů migrujících přes fragmentované plošky.

Baker et al. (2002) hodnotili početnost a denzitu ptačích druhů vázaných na les, křoviny a ekotony (Obr. 6).

Obr. 6: Vliv okrajového efektu na ptačí společenstva. Denzita ptačích společenstev mezi dvěma biotopy - lesem a vřesovištěm. Ptačí společenstva jsou diferenciována na generalisty, specialisty (lesní, vřesovištní) a ekotony na neutrální, zjevné a skryté (Zdroj: Baker et al. 2002).



Weldon (2006) zkoumal míru hnízdni predace ve spojitých a nespojitých fragmentech koridorů. Koridory s menším projevem okrajového efektu vykazovaly vyšší stupeň hnízdni predace ve spojitých fragmentech než v nespojitých a koridory s vyšším okrajovým efektem ukázaly podobnou úroveň hnízdni predace mezi spojitými i nespojitými fragmenty.

3.3 Ptačí společenstva liniových formací

3.3.1 Ptačí společenstva břehových porostů

Výzkumem ptačích společenstev břehových porostů se u nás zabývali např. Balát (1985), Bürger (1987), Lorenc (2002), Šálek et al. (2007) a na Slovensku např. Turček (1961), Bohuš (1993), a Kaňuch (2000).

Bürger (1987) monitoroval strukturu avifauny břehových porostů a jejich managementem na třech potocích v podhůří Šumavy o celkové délce 21 km. Vysoká denzita a druhová diverzita ptačích společenstev byla spjata s vyvinutým, dobře zapojeným a vertikálně rozčleněným porostem (staré doupné stromy, liány, keře, bohaté bylinné patro). Koryto potoka bylo přírodní, neregulované. Avifaunu břehových porostů především ovlivnily tyto zásahy: prořezávky, totální likvidace břehového porostu, napřímení koryta. Ptačí společenstvo bylo schopné poměrně rychle reagovat na sukcesi břehových porostů.

Naproti tomu Balát (1985) zjišťoval charakteristiky ptačího společenstva v málo vyvinutém porostu podél vodních kanálů a příkopů kolem řeky Dyje a Moravy. Druhová diverzita a ekvitabilita dosahovala minimální velikosti v liniích postrádajících keřové a stromové patro.

Lorenc (2002) prováděl výzkum ornitocenózy břehových porostů v okolí Kostelce nad Černými lesy a Berouna a podobně jako Bürger (1987) zjistil, že nejvyšší diverzita a denzita společenstev se jeví v dobře zapojeném porostu, druhově pestrém keřovém a stromovém patře. Poukázal také na vliv ekotonálního efektu, který zvýšil početnost ptáků a diverzitu ptačích společenstev ve sledovaných liniích.

Srovnáním ptačích společenstev břehových porostů Dunaje, Hronu a Váhu se zabýval Turček (1961). Vyvinutý porost Dunaje předčil denzitou a diverzitou ornitocenózy málo členitý, primitivní porost řeky Hron a také porost bez keřového patra v okolí řeky Váh. Ptačí populace na Hronu a Váhu byla homogennější než na Dunaji, neboť se úzce specializovala troficky i topicky na svůj biotop. Ptactvo břehových porostů Dunaje vyhledávalo potravu i v okolních polích a loukách.

Ornitocenózu Dunaje také studoval Bohuš (1993), který porovnával přirozený porost s porostem vysazených topolů. Přirozený porost poskytoval vhodnější podmínky pro hnízdění ptáků, což se pozitivně odrazilo v jejich abundanci a druhové diverzitě.

Ke shodnému závěru dospěli i Šálek et al. (2007), kteří srovnávali rozdíly v početnosti a denzitě ptačí populace v přirozených porostech říčních meandrů a uměle

vysazených porostech řeky Otavy a Blanice. Navíc zjišťovali, jestli může uměle vysazený dubový porost na rybníčních hrázích vyrovnat ztrátu ptačí diverzity po regulaci toku. Nejchudší ornitocenóza byla zastoupena v uměle vysazeném porostu, zatímco nejvyšší diverzita a vysoká početnost ptáků byla zjištěna v reliktních meandrech. Rybníční hráze nebyly shledány jako vhodná kompenzace za říční meandry.

Také Kaňuch (2000) porovnával břehové porosty přirozeného toku v extravilánu s porosty zregulovaných toků v intravilánu na základě bioindikačních schopností ptačích společenstev.

V porovnání s českými a slovenskými studii ornitocenózy břehových porostů se zahraniční autoři více zaměřili na analýzu ptačích guild namísto topických skupin, na problematiku urbanizace v pobřežní zóně, biologickou ochranu druhů a vliv šířky koridoru na denzitu a diverzitu druhů.

Na negativními dopady antropogenních zásahů do krajiny (fragmentace, zemědělství, rozvoj urbanismu) na ptačí společenstva v okolí říčních toků se zaměřili např. Rottenborn (1988), Jansen & Robertson (2000), Miller et al. (2003), Lussier et al. (2006), Smith & Wachob (2006). Nejvíce postiženi byli migrující druhy a vnitřní druhy citlivé k ekotonům, zatímco výskyt okrajových druhů, predátorů hnízd a potravních generalistů se zvýšil (Rottenborn 1988, Miller et al. 2003, Lussier et al. 2006, Smith & Wachob 2006). Urbanizací byli více zasaženi hmyzožraví ptáci než semenožraví (Rottenborn 1988, Miller et al. 2003). Ornitocenózu břehových porostů narušuje i pastva dobytka a kácení stromů podél koridoru za účelem záboru orné půdy (Jansen & Robertson 2000, Martin et al. 2006).

Šířkou pásu podél řek a jejím významem pro ptačí společenstva se zabývali např. Rottenborn (1988), Spackman & Hughes (1994), Shirley & Smith (2005).

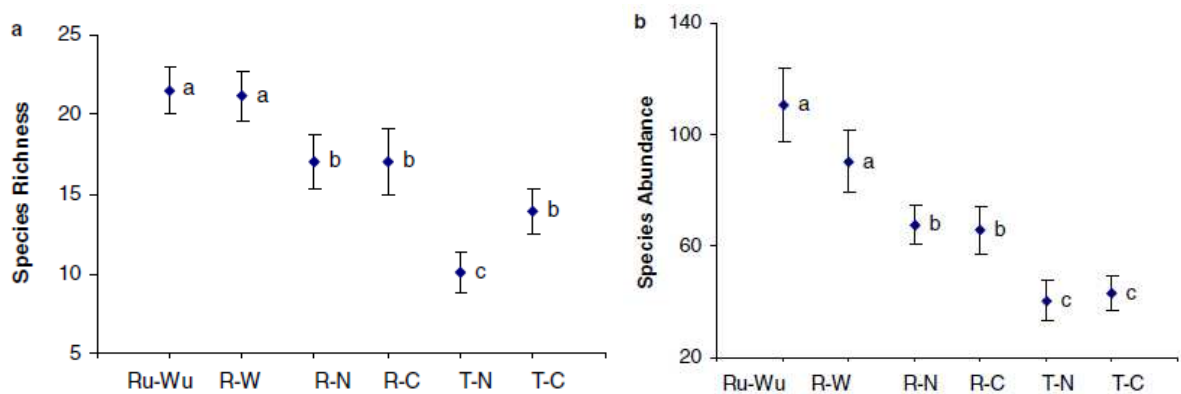
Shirley & Smith (2005) uvádějí minimální šířku koridoru, ve kterém budou zastoupeny nejen ekotonální společenstva, ale i druhy vnitřku (specialisté) 100 m.

Jiný odhad šířky koridoru podali Spackman & Hughes (1994). Nejvíce ptačích druhů (90 - 95 %) se vyskytovalo ve 150 - 175 m širokém koridoru podél řek a nejméně v geolitorální zóně (zaplavované). Migrující druhy byly rozmístěny po celém koridoru.

Rottenborn (1988) vzdálenost nespecifikuje, ale potvrzuje, že s rostoucí šířkou břehových porostů se zvyšuje i abundance a diverzita ptačích druhů.

Martin et al. (2006) zjišťovali vliv okolní krajiny na společenstva žijící podél řek. Doporučují nejen chránit pobřežní zónu, ale i sousedící okolí (Obr. 7).

Obr. 7.: Druhové bohatství (a) a relativní početnost (b) ornitocenózy v břehových porostech a okolí. Ru - Wu: dobře zapojený lesní porost, R - W: na březích i okolí méně zapojená vegetace, mírná pastva, R - N: na březích mírná pastva, zapojený porost, v okolí pastviny, louky, převládající bylinné patro, R - C: na březích mírně zapojený porost, v okolí obdělávaná půda, T - N: absence břehových porostů, v okolí pastviny, T - C: absence břehových porostů, v okolí orná půda. (Zdroj: Martin et al. 2006)



3.3.2 Ptačí společenstva dalších typů liniových ekosystémů

3.3.2.1 Rybniční hráze

Rybniční hráze jsou významnými liniovými útvary v krajině. Z ostatních liniových ekosystémů se nejvíce podobají břehovým porostům.

Ornitocenózou rybníčních hrází na Třeboňsku se zabýval např. Šťastný (1985), nebo Zasadil (1994, 2001). Zasadil (1994) srovnával změny ve složení hnízdních společenstev ptáků mezi lety 1970/71 a 1992. Abundance společenstev se měnila vlivem změn prostředí, zatímco změnu denzity jednotlivých druhů vyvolaly převážně obecné populační trendy. Na hrázi rybníka Starý Vdovec se během let 1970/71 a 1992 zvýšila početnost ptačích společenstev (vyvinuté keřové patro, starý dubový porost), na hrázi Ženich naopak snížila (málo vyvinuté keřové patro) a prakticky beze změny zůstala hráz Nová řeka (stálé prostředí). Ve stejné oblasti provedl sčítání ornitocenózy opět Zasadil (2001) v letech 1993/94. Srovnával kvantitativní, kvalitativní a strukturální charakteristiky ptačích společenstev mezi jarním a zimním aspektem. Denzita ptačích druhů na hrázích předčila jiné typy liniových ekosystémů. Rybniční hráze CHKO a

biosferické rezervace Třeboňsko vykázaly vysokou ornitologickou hodnotu, neboť je tvoří staré dubové porosty a dobře vyvinuté keřové patro přitahující mnoho druhů ptáků.

Ptačími společenstvy na hrázích vodního díla Nové Mlýny se zabýval Havlín (1986). Ornitocenózu vyhodnotil jako bohatou, ale nestabilní a často se měnící. Početnost ptačích druhů byla vyšší u jižních hrází, které obklopovala zemědělská pole než na severních hrázích u lesa. Abundance ptačích společenstev se po dokončení stavby vodního díla snížila.

Kvalitativní a kvantitativní složení ornitocenózy rybníčních hrází v okolí obce Pohořelice sledoval Balát (1987) v letech 1983-1984. Nejvyšší denzita a vyrovnanost ptačího společenstva byla v jarním aspektu. Doporučuje zvýšit hnízdní příležitosti rozšířením stromového a keřového patra a podpořit v hnízdění dutinové druhy ptactva.

3.3.2.2 Aleje, větrolamy a rozptýlená zeleň

U nás se ornitocenózou v různých typech rozptýlené zeleně zabýval Pykal (1988). Sledoval staré dubové aleje, malé a velké remízky, různověké a stejnověké břehové porosty potoků, silniční stromořadí, větrolamy a pásy křovin na Strakonicku. Největší početnost a diverzitu druhů zjistil v různověkém dobře zapojeném porostu, dále ve velkých remízcích (0,5 - 3 ha) a ve starých dubových alejích. Nejvyšší denzita byla prokázána v různověkém břehovém porostu (doupné stromy), zatímco ve stejnověkém břehovém porostu (olšiny) byla 4x nižší. Nejhojněji hnízdící druhy ptáků byly zjištěny v pásech křovin. Výzkum potvrdil, že hnízdní společenstva ptáků nejvíce ovlivňuje věková a druhová rozmanitost porostu včetně patrovitosti.

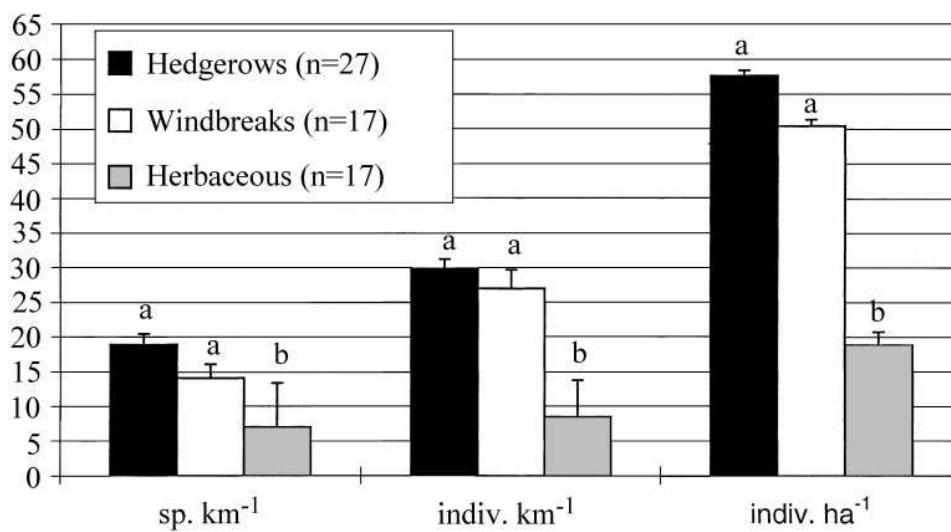
Balát (1986) studoval strukturu ptačího společenstva ve větrolamu na jižní Moravě. Nejvyšší diverzita a ekvitabilita byla zjištěna v jarním aspektu, zatímco nejnižší v zimním období. Zimní aspekt byl charakterizován nejvyšší abundancí. Větrolam chránil druhy před predátory. Autor doporučuje zvýšit tuto ochranu výsadbou jehličnanů.

Také Némethová et al. (1998) pozorovali hnízdní ornitocenózu ve větrolamech. Větrolamy Žitného ostrova na Slovensku charakterizovalo dobře vyvinuté stromové a keřové patro. Přestože byla početnost a diverzita ptačích druhů nižší než v přirozených lesích, vykazovaly větrolamy vyšší denzitu hnízdních ptačích společenstev než lesní biotopy.

Ptačím společenstvům v alejích se věnovali např. Mason et al. (2007), kteří na základě studií suburbálních alejí v Severní Karolině v USA doporučují pro hnízdění ptačích společenstev minimální šířku koridoru 100 m.

Benoit et al. (2001) se zabývali strukturou ptačích společenstev v rozptýlené zeleni zemědělské krajiny v Kanadě. Živé ploty a větrolamy osidlovalo více druhů než travní společenstva (Obr. 8). Jako vhodný kompromis mezi ochrannou aktivitou a zemědělskou činností uvedli snížení vlivu mechanických a chemických prostředků na vegetaci okrajů polí, ochranu živých plotů a výsadbu smíšeného porostu ve větrolamech.

Obr. 8: Druhové bohatství (sp. km⁻¹), početnost (indiv. km⁻¹) a denzita (indiv. ha⁻¹) ptačího společenstva v živých plotech, větrolamech a bylinném pásu. (Zdroj : Benoit et al. 2001).



4. MANAGEMENT LINIOVÝCH EKOSYSTÉMŮ

Liniové ekosystémy jsou citlivé k disturbancím, zejména antropogenním. Ptačí společenstva mohou spolehlivě biodiagnostikovat vhodnost či nevhodnost technického opatření, ale i postupnou regeneraci narušeného koridoru (Šťastný 1990). Pro péči o liniové ekosystémy je žádoucí uvážit stanovištní a potravní nároky ptačích společenstev.

Mezi doporučená opatření patří:

1. zachovat přirozený říční tok, podpořit meandrovitost toku, navázat na břehové porosty, revitalizovat regulované úseky a obnovit původní (meliorační) dřeviny (Kaňuch 2000, Šálek et al. 2007), ponechat přirozenou erozi břehů (Králová et al. 2001),
2. zvýšit heterogenitu vegetace:
 - a) vytvořit dobře zapojený porost, včetně vyvinutého keřového patra (Turček 1961, Bürger 1987, Šebková 1990, Zasadil 1994, Lorenc 2002, Martin et al. 2006, Mason et al. 2007),
 - b) diferenciovat věkovou strukturu porostu (Bürger 1987, Zasadil 1994, Lorenc 2002), zachovat staré stromy (Králová et al. 2001),
 - c) navrátit přirozenou skladbu vegetace, eliminovat invazivní druhy (Bohuš 1993, Kaňuch 2000, Šálek et al. 2007),
 - d) rozvíjet druhovou pestrost vegetace (Bürger 1987, Šebková 1990, Kaňuch 2000, Lorenc 2002),
 - e) posoudit vhodnost prořezávek a probírek porostu (Bürger 1987, Lorenc 2002), udržet husté bylinné patro a různá vrůstová stadia (Králová et al. 2001),
3. podpořit druhovou pestrost, stabilitu a heterogenitu okolní krajiny (Kaňuch 2000),
4. vyloučit negativní antropogenní činnosti na liniové ekosystémy:
 - a) zmírnit dopady rozvoje urbanizace zajištěním dostatečné vzdálenosti od přírodního koridoru (Rottenborn 1988, Miller et al. 2003, Lussier et al. 2006, Smith & Wachob 2006),
 - b) omezit pastvu v těsném okolí koridoru, vliv mechanických a chemických prostředků ze zemědělství na vegetaci (Jansen & Robertson 2000, Benoit et al. 2001),
 - c) minimalizovat fragmentaci krajiny (Jansen & Robertson 2000),

5. ostatní opatření:

- a) ponechat dostatečně široký pruh vegetace podél koridoru (Rottenborn 1988, Spackman & Hughes 1994, Shirley & Smith 2005),
- b) u větrolamů zvolit poloprodouvavý (polopropustný) typ (Janeček 2002), který zabráňuje turbulencím, a vytvořit v něm smíšený porost pro zvýšení diverzity ptáků i jiných organismů (Benoit et al. 2001),
- c) poučit veřejnost o významu liniových ekosystémů v krajině.

5. NÁVRH DIPLOMOVÉ PRÁCE

V rámci diplomové práce bych se chtěla věnovat ptačím společenstvům liniových ekosystémů v zemědělské krajině.

Předpokládaný výzkum by měl probíhat v návaznosti na projekt „Krajinně ekologické funkce dochovaných mezních pásů středověkých plužin – podklady pro ochranu těchto historických krajinných struktur a pro plánování krajiny s trvale udržitelným hospodařením“, který je řešen na katedře dendrologie a šlechtění lesních dřevin, fakulty lesnické a dřevařské ČZU v Praze.

Plužiny jsou velmi významné a jedinečné struktury středoevropské krajiny. Podobají se živým plotům ve Velké Británii, nebo Francii. Doprovázely již středověkou zemědělskou krajinu, ale jejich rozvoj nastal především v 1. polovině 19. století. Plužiny tvořily hranice pozemků. Dnešní stav plužin v naší krajině je velmi nízký, zachovalejší komplex se nachází na Bruntálsku a na Sokolovsku.

Na Bruntálsku bylo na základě dendrologického průzkumu hodnoceno pět různověkých, bohatě strukturovaných mezních pásů. Stromové patro tvořily javory (*Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), třešeň (*Cerasus* sp.), dub zimní (*Quercus petraea*), buk lesní (*Fagus sylvatica*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), bříza bělokorá (*Betula pendula*). Keřové patro bylo zastoupeno například střemchou obecnou (*Padus avium*), meruzalkou srstkou (*Ribes uva-crispa*), bezem (*Sambucus nigra*, *S. racemosa*), růží šípkovou (*Rosa canina*), anebo hlohem (*Crateagus* sp.). *Malus* sp. bylo celkově nejsilnějším taxonem.

Sledování ptačích společenstev by mělo navázat na předchozí dendrologický výzkum. Zjišťování kvantitativních a kvalitativních charakteristik ptačích společenstev bude probíhat standardní liniovou metodou (Janda & Řepa 1986, Bibby 2000). Sčítaný transekt bude rozdělen na úseky dlouhé 300 m, přičemž jednotlivé sledované linie od sebe budou min. 300 m vzdálené, aby se zamezilo překryvu teritorií hnízdicích ptáků. Předpokládaný počet takto vymezených 300 m dlouhých linií je minimálně 30. Vlastní sčítání proběhne 3x v průběhu hnízdní sezóny (duben, květen, červen). Výsledky budou vztaženy jednak ke stáří plužiny, jednak k jejím biotopovým charakteristikám - zápoji a druhovému složení stromového a keřového patra, stáří stromů, vlivu okolních biotopů, k izolovanosti a šíři daného mezního pásu.

6. SOUHRN A ZÁVĚR

Liniové ekosystémy jsou součástí kulturní krajiny. Slouží jako stanoviště pro specifické druhy fauny i flóry, umožňují jejich migraci a přenos informací. Zvyšují konektivitu a heterogenitu krajiny. Mezi nejvýznamnější liniové ekosystémy patří břehové porosty, rybníční hráze, mezní pásy, živé ploty, aleje a větrolamy. Významně je ovlivňuje sousední okolí. V liniových biokoridorech se vyskytují druhově bohatá ekotonální společenstva (Forman & Godron 1993, Spackman & Hughes 1995). Intenzita okrajového efektu je daná šířkou koridoru (Hobbs et al. 1990, Nováková - Hašková 1992).

Mnohé studie ornitocenózy liniových ekosystémů se zaměřily na břehové porosty. U nás se jimi zabývali například Turček (1961), Balát (1985), Bürger (1987), Lorenc (2002) a v zahraničí Rottenborn (1988), Jansen & Robertson (2000) Miller et al. (2003), Smith & Wachob (2006). Jiné výzkumy probíhaly na rybníčních hrázích (Šťastný 1985, Zasadil 1994), nebo větrolamem (Balát 1986, Neméthová et al. 1998) či v rozptýlené zeleni (Pykal 1988).

Výskyt ptačích společenstev v liniových ekosystémech je podmíněn několika faktory, vycházejících z biotopových a trofických nároků avifauny. V liniových ekosystémech se vyskytují druhy vázané na bylinné, keřové a stromové patro, dutinové druhy, mokřadní druhy, ekotonální druhy, generalisté i specialisté (hmyzožraví, semenožraví atd.), hnízdní predátoři.

Rozmanitost ptačího společenstva determinuje struktura a diverzita vegetace, mezidruhové vztahy, nebo nadmořská výška. Dobře zapojený, různověký porost a dostatečně široký pás koridoru přitahuje nejvíce ptačích druhů a zvyšuje jejich početnost v liniových ekosystémech. Vhodné složení a struktura vegetace poskytuje ptačím společenstvům nejen širokou potravní nabídku, ale také úkryt před predátory.

Denzitu a diverzitu ornitocenózy dále ovlivňuje okolní krajina. Liniové koridory jsou obohaceny o druhy z okolních ekosystémů (Zasadil 2001, Lorenc 2002). Fragmentované ekosystémy zvýhodňují okrajové druhy a generalisty na úkor vnitřních druhů a specialistů. Ekotony mohou být ekologickou pastí mnoha druhů, neboť lákají hnízdní predátory (Flaspohler et al. 2001, Šálek 2005, Thomson 2006).

Do struktury ptačích společenstev liniových formací negativně zasahuje lidská činnost. Rozvoj urbanismu, mechanické a chemické prostředky ze zemědělství, neřízená pastva hospodářských zvířat, neusměrněná rekreační činnost či turismus přispívají k ochuzení druhové diverzity fauny i flóry liniových ekosystémů.

Pro péči o liniové koridory v krajině je žádoucí vytvořit vhodně strukturovaný a druhově pestrý porost, zajistit dostatečně vyvinuté keřové patro, vytvořit široký vegetační pás podél říčního koridoru, podpořit přirozenou skladbu vegetace na úkor invazních druhů a minimalizovat negativní antropogenní vlivy. Doporučený management navržený ve 4. kapitole by podpořil rozvoj liniových ekosystémů, jejich biodiverzitu a funkci v krajině.

Závěrem své práce předkládám návrh na diplomovou práci (kap. 5), která naváže na teoretické poznatky získané v této bakalářské práci. Provedu ornitologické šetření mezních pásů dochovaných plužin na Bruntálsku. Vzhledem k druhové bohatosti porostu a různému stáří těchto mezních pásů bude zajímavé sledovat vliv různého vegetačního složení, stáří a šíře mezních pásů a charakteru přilehlého okolí na druhové složení ptačího společenstva a jeho kvantitativní charakteristiky.

7. POUŽITÁ LITERATURA

- BALÁT F. 1985: Birds of narrow belts of vegetation along water channels and ditches in the field landscape of southern Moravia. *Folia Zoologia* 34: 245 - 254.
- BALÁT F. 1986: The avian component of a well – establishment windbreak in the Břeclav area. *Folia Zoologia* 35: 229 - 238.
- BALÁT F. 1987: Avian component of vegetation along the banks of ponds in the surroundings of Pohořelice. *Folia Zoologia* 36: 45 - 55.
- BEGON M., HARPER J.L. & TOWNSEND C. R. 1997: Ekologie - jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- BEJČEK V., ŠŤASTNÝ K. & HUDEC K. 1995: Atlas zimního rozšíření ptáků v České republice 1982 - 85. *H&H, Jinočany*.
- BENOIT J., CHOINIÉRE L. & BÉLANGER L. 2001: Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84 : 131 - 143.
- BAKER J., FRENCH K. & WHELAN K.F. 2002: The Edge Effect and Ecotonal Species: Bird Communities across a Natural Edge in Southeastern Australia. *Ecology* 83: 3048 - 3059.
- BENNET A.F. 1999: Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife. *IUCN Gland*.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A. & MUSTOE S.H. 2000: Bird census techniques. *Academic Press, London*.
- BOHUŠ M. 1993: Porovnanie dvoch ornitocenóz porastov rozdielneho zloženia v inundačnom území Dunaja. *Tichodroma* 5: 87 - 92.
- BOLGER D.T., SCOTT T.A. & ROTENBERRY J.T. 2001: Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biological Conservation* 102: 213 - 224.
- BRANIŠ M. (ed.) 1999: Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti Ochrany životního prostředí a ekologie. *Karolinum, Praha*.
- BÜRGER P. 1987: Struktura hnízdních společenstev břehových porostů vodotečí a vliv úprav malých vodních toků na jejich kvalitativní a kvantitativní charakteristiky.

- In: Avifauna jižních Čech a její změny, sborník referátů z I. Jihočeské ornitologické konference. České Budějovice: 22 - 45.*
- DOSTÁLOVÁ I. 1984: Břehové porosty Zlaté stoky a jejich význam v krajině. *Diplomová práce. Katedra ochrany životního prostředí a krajinné ekologie Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze.*
- FAABORG J., BRITTINGHAM M., DONOVAN T. & BLAKE J. 1992: Habitat fragmentation in the temperate zone: a perspective for managers. Status and management of neotropical migratory birds. *Former Rocky Mountain Forest & Range Exp. Station - General Technical Reports.* Online: http://www.fs.fed.us/rm/pubs_rm/rm_gtr229/rm_gtr229_331_338.pdf, staženo: 20.2.2009.
- FLASPOHLER D. J., TEMPLE S. A. & ROSENFELD R. N. 2001: Species-Specific Edge Effects on Nest Success and Breeding Bird Density in a Forested Landscape. *Ecological Applications 11: 32 - 46.*
- FORMAN R. T. T. & GODRON M. 1993: Krajinná ekologie. *Academia, Praha.*
- FULLER R. J. 1995: Bird life of woodland and forest. *Cambridge University Press Cambridge.*
- GOODWIN B. J. & FAHRING L. 2002: How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos 99 (3): 552 - 570.*
- GREGORY R. D., NOBLE D. G., FIELD R., MARCHANT J., RAVEN M. & GIBBONS 2003: Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungaria 12-13: 11 - 24.*
- HADAČ E. 1982: Krajina a lidé. *Academia, Praha.*
- HANSEN A.J. & CASTRI F. (eds.) 1992: Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. *Springer - Verlag, New York.*
- HANUŠ M, HUŠEK P & MLÁDEK O. 1979: Zeleň v krajině. *Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody, Ústí nad Labem.*
- HAVLÍN J. 1986: Birds of the dams of the Nové mlýny waterworks. *Folia Zoologica 35 (3): 239 - 256.*

- HESSLEROVÁ P. & KUČERA T. 2006: Krajina – známá neznámá 2. Procesy v krajině. *Ochrana přírody* 61: 195 - 197.
- HINO T. 1985: Relationships between bird community and habitat structure in shelterbelts of Hokkaido, Japan. *Oecologia* 65(3): 442 - 448.
- HOBBS R.J., SAUNDERS D.A. & HUSSEY B.M. T. 1990: Nature Conservation: The Role of Corridors. *Ambio* 19(2): 94 - 95.
- HUSÁK P. 1975: Biologický význam rozptýlené zeleně v zemědělské krajině. *In.: Ochrana přírody* 30: 74 - 78.
- HUDEC K. 1994 (ed.): Fauna ČR a SR. Ptáci 1. *Academia, Praha.*
- JAMES F.C. & WAMER N.O. 1982: Relationship between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159 - 171.
- JANDA J. & ŘEPA P. 1986: Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii. *MOS Přerov a KSSPPOP Ostrava v SZN Praha.*
- JANEČEK M. (ed.) 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí (Metodika). *Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství Praha.*
- JANEČEK M. (ed.) 2002: Ochrana zemědělské půdy před erozí. *ISV nakladatelství Praha.*
- JANSEN A., ROBERTSON A.I. 2001: Riparian bird communities in relation to land management practices in floodplain woodlands in south - eastern Australia. *Biological conservation: 173 - 185.*
- JONGMAN R. & KAMPHORST D. 2002: Ecological corridors in land use planning and development policies. Nature and environment No.125. *Council of Europe Publishing Strasbourg.*
- KAŇUCH P. 2000: Bioindikácia ornitocenóz pri hodnotení brehových porastov. *Tichodroma* 13: 78 - 88.
- KAREIVA P., SKELLY D. & RUCKELSHAUS M. 1997 : Reevaluating the Use of Models to Predict the Consequences of Habitat Loss and Fragmentation *In.: PICKET S.T.A., OSTFELD R.S., SHACHAT M. & LIKENS G.E. (eds): The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems and biodiversity. Chapman & Hall New York. 156 -166.*

- KENDER J (ed.) 2000: Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. *MŽP ČR & Enigma, Praha.*
- KOLASA J. & PICKETT T.A. (eds.) 1991: Ecological Heterogeneity. *Springer-Verlag New York.*
- KOVÁŘ P. 1994: Živé ploty v krajině. *Vesmír 73: 25 - 27.*
- KOVÁŘ P. 2008: Ekosystémová a krajinná ekologie (textová verze). *Karolinum, Praha.*
- KRÁLOVÁ H. (ed.) 2001: Řeky pro život: revitalizace řek a péče o nivní biotopy. *Veronica, Brno.*
- LAHTI D.C. 2001: The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. *Biological Conservation 99: 365 - 374.*
- LIPSKÝ Z. 1999: Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. (skriptum). *Karolinum, Praha.*
- LORENC T. 2002: Srovnání ptačích společenstev různých typů břehových porostů. *Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.*
- LOSOS B. (ed.) 1985: Ekologie živočichů. *SPN, Praha.*
- LÖW J. (ed.) 1995: Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability. *MŽP Praha & Doplněk Brno.*
- LÖW J. & MÍCHAL I. 2003: Krajinný ráz. *Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.*
- LUSSIER S.M., ENSER R.W., DASILVA S.N. & CHARPENTIER M. 2006: Effects of habitat disturbance from residential development on breeding bird communities in riparian corridors. *Environmental Management 38: 504 - 521.*
- MAC ARTHUR R.H. & MAC ARTHUR J.W. 1961: On bird species diversity. *Ecology, 42: 597 - 598.*
- MAC DONALD M.A. 2003: The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Tasforests 14: 41 - 52.*
- MAC NALLY R. 1994: Habitat-Specific Guild Structure of Forest Birds in South-Eastern Australia: A Regional Scale Perspective. *The Journal of Animal Ecology 63(4): 988 - 1001.*

- MARTIN T.G., MACINTYRE S., CATTERALL C.P., POSSINGHAM H.P. 2006: Is landscape context important for riparian conservation? Birds in grassy woodland. *Biological Conservation* 127: 201 - 214.
- MASON J., MOORMAN CH., HESS G. & SINCLAIR K. 2007: Designing suburban greenways to provide habitat for forest - breeding birds. *Landscape and Urban Planning* 80: 153 - 164.
- MATĚJKA V. 1993: Ekologie. *Vysoká škola zemědělská v Praze*.
- MILLER J.R., WIENS J.A., HOBBS N.T. & THEOBALD D.M. 2003: Effects of human settlement on birds communities in lowland riparian areas of Colorado (USA): *Ecological Applications* 13(4): 1041 - 1059.
- MÍČHAL I. 1994: Ekologická stabilita. *Veronica, Brno*.
- MORAVEC J. (ed.) 1994: Fytocenologie. *Academia, Praha*.
- NĚMEČEK V. 1982.: Nauka o krajině. *Pedagogická fakulta v Ústí nad Labem*.
- NÉMETHOVÁ D., TIRINDA A. & KOCIAN L. 1998: Hniezdna ornitocenóza vetrolamov Žitného ostrova. *Tichodroma* 11: 60 - 70.
- NOVÁKOVÁ - HAŠKOVÁ J. 1992: Biokoridory v zemědělské krajině. *Kandidátská disertační práce. IAE Kostelec nad Č. l.*
- NOVÁKOVÁ E. 1987: Využití volně žijících ptáků a savců, zvláště zvěře, v bioindikaci, biodiagnostice a ekologickém monitoringu. *VŠZ Praha, ÚAEE Kostelec n. Č.l. Nepublikováno.*
- NOVOTNÁ D. (ed.) 2001: Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. *MŽP & Enigma Praha*.
- ODUM E.P. 1977: Základy ekologie. *Academia, Praha*.
- PEARMAN P.B. 2002: The Scale of Community Structure: Habitat Variation and Avian Guilds in Tropical Forest Understory. *Ecological Monographs* 72(1): 19 - 39.
- PEPPERŇY R. 2002: Výsadby větrných bariér a biokoridorů ÚSES v hospodářském obvodu ZD Klapý. *Diplomová práce. Ústav životního prostředí Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze*.

- PICKET S.T.A., OSTFELD R.S., SHACHAT M. & LIKENS G.E. (eds): The ecological basis of conservation: heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. *Chapman & Hall New York*.
- PRIMACK R. B., KINDLMANN P. & JERSÁKOVÁ J. 2001: Biologické principy ochrany přírody. *Portál Praha*.
- PYKAL J. 1990: Ptačí společenstva v různých typech rozptýlené zeleně. *Pěvci 1988: 129 - 152*.
- RIES L. & SISK T.D. 2004: A Predictive Model of Edge Effects. *Ecology 85: 2917 - 2926*.
- ROMAN G., EMERSON L. & FAIRWEATHER K. 2001: Forest Fragmentation and Biodiversity Conservation: Case Studies of Costa Rica and Vancouver Island. *ENVR 400 Thesis*.
- ROTH R.R. 1976: Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology 57: 773 - 782*.
- ROTENBERRY J. T. 1985: The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia 67 (2): 213 - 217*.
- ROTTEBORN S. C. 1999: Predicting the impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation 88: 289 - 299*.
- SIMPSON N., HALL G. & LARIVIÉRE M-C. 2006: Consequences to threatened plants and insects of fragmentation of Southland floodplain forests. *Science for Conservation 265: 6 - 29*.
- SHIRLEY S.M., SMITH J.N.M. 2005: Bird community structure across riparian buffer strips of varying width in a coastal temperate forest. *Biological Conservation 125: 475 - 489*.
- SKALOŠ J. 2004: Krajina, cíle a nástroje krajinné politiky – vymezení pojmů. In: *Weber M. (ed.): Zajištění realizace Evropské úmluvy o krajině v další činnosti MŽP. Löw & spol. s.r.o., Brno*.
- SMITH C.M. & WACHOB D.G. 2006: Trends associated with residential development in riparian breeding bird habitat along the Snake River in Jackson Hole, WY,

- USA: Implications for conservation planning. *Biological Conservation* 128: 431 - 446.
- SPACKMAN S.C. & HUGHES J.W. 1995: Assessment of minimum stream corridors width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, USA. *Biological Conservation* 71: 325 - 332.
- SVOBODOVÁ J., ALBRECHT T. & ŠÁLEK M. 2004: The relationship between predation risk and occurrence of black grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmented landscape: An experiment based on artificial nests. *Ecoscience* 11(4): 421 - 427.
- ŠÁLEK M. 2005: Ekologie ptačích populací ve fragmentované krajině: vliv mozaiky prostředí a predace. *Habilitační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.*
- ŠÁLEK M., SVOBODOVÁ J. & ZASADIL P. 2007: Loss of diversity in bird communities after regulation of riverine meanders: How strong is the compensatory effect of mature growth on fishpond dams? *Acta Ornithologica*. 42: 89 - 97.
- ŠEBKOVÁ Z. 1990: Terestrické vertebratocenózy jako indikátor stavu břehových porostů vybraných vodních toků pražské aglomerace. *Diplomová práce. Katedra životního prostředí a krajinné ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze.*
- ŠIMÍČEK V. 1999: Břehové a doprovodné porosty vodních toků – součást lužních ekosystémů. *Agrospoj, Praha.*
- ŠINDELÁŘOVÁ J. 1976: Funkce rozptýlené vysoké zeleně. *Ústav vědeckotechnických informací, Praha.*
- ŠŤASTNÝ K. 1985: Ptáci a savci rybníčních hrází Třeboňska - využití z hlediska krajinné ekologie. *Jihočeské muzeum v Českých Budějovicích.*
- ŠŤASTNÝ K. 1990: Využití avifauny v bioindikaci, biodiagnostice a ekologickém monitoringu. *Habilitační práce. Lesnická fakulta VŠZ v Praze.*
- TAYLOR P.D., FAHRING L., HENEIN K. & MERRIAM G. 1993: Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68(3): 571 - 573.
- TOMOFF C.S. 1974: Avian species diversity in desert scrub. *Ecology* 55: 396 - 403.

- THOMSON M.J. 2006: Forest Fragmentation. *Ontario Nature*.
- Online: <http://www.ontarionature.org/pdf/fragmentation.pdf> , staženo: 27.2. 2009.
- TRAMER E.J. 1969: Bird species diversity: components of Shannons formula. *Ecology* 50: 927 - 929.
- TUBELIS D.P., LINDENMAYER D.B. & COWLING A. 2007: Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape Ecology* 22: 1045 - 1058.
- TURČEK F.J. 1961: Ekologické porovnanie brehových porastov niektorých slovenských riek na podkladě vtákov a drevín. *Biológia* 16: 511 - 523.
- TURČEK F. J. 1972: Birds as biological indicators. *Quaestiones Geobiologicae* 10: 7 - 64.
- VOPÁLKA J. 1999: Územní plán - nástroj péče o krajinu. In: *Sborník Krajinotvorné programy. Příbram: 157 - 158.*
- VOŘÍŠEK P. 2007: Ptáci jako indikátory diversity. *Ochrana přírody* 62(5): 19- 22.
- WALKER A., ROGERS G.M., LEE W.G, RANCE B., WARD D., RUFALT C, CONN A., SIMPSON N., HALL G. & LARIVIÉRE M-C. 2006: Consequences to threatened plants and insects of fragmentation of Southland floodplain forests. *Science for Conservation* 265: 6 - 29.
- WATSON J.E.M., WHITTAKER R.J. & DAWSON T.P. 2004: Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120: 311 - 327.
- WEBER T.C., BLANK P.J. & SLOAN A. 2008: Field Validation of a Conservation Network on the Eastern Shore of Maryland, USA, Using Breeding Birds as Bio-Indicators. *Environmental Management* 41: 538 - 550.
- WELDON A.J. 2006: How Corridors Reduce Indigo Bunting Nest Success. *Conservation Biology* 20(4): 1300 - 1305.
- WIENS J.A. 1992: Ecological Flows Across Landscape Boundaries: A Conceptual Overview In.: HANSEN A.J. & CASTRI F. (eds.): *Landscape Boundaries.*

Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. Springer-Verlag, New York. 217 - 236.

WIENS J. A. 1992a: The Ecology of Bird Communities. Volume 1: Foundations and Patterns. *Cambridge University Press, Cambridge.*

WIENS J. A. 1992b: The Ecology of Bird Communities. Volume 2: Processes and variations. *Cambridge University Press, Cambridge.*

Zákon č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

ZASADIL P. 1994: Ornitocenózy rybníčních hrází Třeboňska: srovnání let 1970/71 a 1992. *Sylvia 30: 32 - 40.*

ZASADIL P. 2001: Ptačí společenstva na rybníčních hrázích v CHKO Třeboňsko. *Sylvia 37: 27 - 41.*

ZLATNÍK A. 1975: Ekologie krajiny a geobiocenologie. *Svaz pro ochranu přírody a krajiny a Vysoká škola zemědělská v Brně.*

8. PŘÍLOHY

Seznam příloh:

Příloha č. 1. Doporučení k managementu říčních koridorů z hlediska hnízdících ptáků.

Příloha č. 2. Charakteristika hlavních hnízdících druhů ptáků v říčních tocích.

Příloha č.1:

Doporučení k managementu říčních koridorů z hlediska hnízdících ptáků (Zdroj: Králová et al. 2001).

TYP VEGETACE	DRUHY PTÁKŮ TENTO TYP VYUŽÍVAJÍCÍ	DOPORUČENÝ MANAGEMENT	POZITIVNÍ EFEKT
zarostlé ostrůvky	pisík obecný, kachna divoká, labuť velká	velikost ostrova není rozhodující; musí být zajištěna ochrana před erozí, výška ostrova nad hladinou musí přesahovat běžný stav vody v březnu až květnu; nutné je udržovat hustý travinný porost	ochrana hnízd na zemi před suchozemskými predátory, poskytnutí přibřežních mělčin pro získání potravy a možnost vytvořit místa s pomalu tekoucí vodou
písečné nebo šterkové lavi- ce a náplavy	pisík obecný, kulík říční, konipas horský, konipas bílý, v přírodních podmínkách i rybák obecný	udržovat nebo zřídit malé plošky nad 0,1 ha pro hnízdění ptáků, ale vždy blízko větších podobných ploch nad 0,5 ha jako potravní základny; tyto plochy by měly být bez vegetace a ve výšce několik centimetrů nad maximální vodní hladinou v období záplav	otevřená plocha bez vegetace slouží pro hnízdění rybákům obecným, pro hnízdění a potravu pisíků a kulíků a pro hledání potravy konipasům
peřeje a tůně	skorec vodní, konipas horský	udržovat části toku s balvany, všechny peřeje a tůně	vhodné potravní prostředí obou druhů, skorec přitom potřebuje balvany vyčnívající z vody jako posed při potápění za potravou
mělčiny	kachna divoká, volavka popelavá, další druhy vodních a bahenních ptáků	vytvářet a udržovat mělčiny na místech, kde se usazuje splavený materiál, organická hmota a semena; vhodné jsou mělčiny většího rozsahu	plovací kachny mohou získávat materiál ze dna „panáčkováním“, bahenní ptáci se dostanou k vodním bezobratlým i malým rybkám
zátoky a slepá ramena	potápka malá, potápka roháč, kachna divoká, labuť velká, slípka zelenonohá, lyska černá, ledňáček říční	zajištění existence stojatých vod a takového managementu, který zachová místa s volnou vodou hlubší než 1,5 m, ale i mělčiny do hloubky 0,3 m a místa s vysokou bažinnou vegetací a navazující vegetací na březích	klidná místa produkující potravu, s dostatkem vegetačního krytu pro krmící se ptáky včetně ohrožených malých mláďat
vodní ponořená vegetace	labuť velká, lyska černá, potápka malá, volavka popelavá a některé druhy kachen	zachování míst s ponořenou vegetací a vytvoření podmínek pro její rozšíření do chráněných míst	přímá potrava pro labuť velkou a lysku černou; prostředí pro vodní bezobratlé a ryby, jež jsou potravou pro další druhy
vodní vynořená vegetace	potápka malá, potápka roháč, lyska černá, slípka zelenonohá, bukáček malý, různé druhy chřástalů, rákosníků, kachen a další druhy	zachování těchto porostů v největším možném rozsahu; vytvoření nových ploch přenesením vegetace do míst s mělkou vodou; neotevřít souvislé pásy těchto ploch v místech, kde by člověk mohl ptáky rušit	potravní zdroje a hnízdiště pro mnoho druhů, některé další druhy využívají rákosiny i jako nocoviště

TYP VEGETACE	DRUHY PTÁKŮ TENTO TYP VYUŽÍVAJÍCÍ	DOPORUČENÝ MANAGEMENT	POZITIVNÍ EFEKT
neporostlé okraje	bahenní ptáci, plovací kachny, slípka zelenonohá, konipasí	omezené pásy neporostlých břehů lze udržovat či vytvořit přístupem menšího množství dobytka; přitom však je třeba zajistit ochranu důležité stávající vnořené a břehové vegetace	vhodná potravní základna pro bahenní ptáky, např. bekasinu otavní, vodouše rudonohého aj. včetně mnoha druhů pouze protahujících
travninná vegetace	kachna divoká, písek obecný, rákosník proužkovaný, rákosník zpěvný, strnad rákosní	vytvoření pobřežních pruhů vyšší travninné vegetace je možné vyloučením pastvy a intenzivního hospodaření, zejména vysečení, a to nejméně do srpna; hodnotu travninné vegetace lze zvýšit zachováním ploch s vnořenou vegetací; je-li nutné travninnou vegetaci kosit, tak až po srpnu; určité části je vhodné zachovat přes zimu, aby poskytly hnízdní možnosti brzy na jaře	vytvoření hnízdních možností pro kachny, rákosníky proužkované a zpěvného a strnada rákosního, potravních zdrojů pro více dalších druhů hmyzožravých a semenožravých ptáků stejně jako loveckých revírů pro sovy a poštolky obecné
břehové porosty křovin	kachna divoká, rákosník proužkovaný a některé s vodními toky nespojené druhy ptáků	v návaznosti na ostatní typy břehových porostů, podle možností probírka v desetiletých cyklech za účelem udržení hustého bylinného patra a různých vzrůstových stadií	hnízdní možnosti pro kachnu divokou, rákosníka proužkovaného a některé druhy nespojené přímo s vodním tokem
břehové porosty stromů	slípka zelenonohá, lyska černá, ledňáček říční, moudivláček lužní; větší plochy poskytují zejména hnízdní možnosti pro více dalších druhů (drozdi, dravci, straky aj.)	výsadby a udržování skupin domácích druhů stromů, jakými jsou vrby a olše; staré stromy podle možností zachovat stejně jako větve zasahující do vody	domácí dřeviny poskytují semena a bezobratlé živočichy, potravně významné pro ptáky; staré stromy s dutinami jsou využívány k hnízdění; větve nad vodou vytvářejí posedy pro lovící ledňáčky říční, pro zavěšení hnízd moudivláčeků lužních; větve zasahující do vody umožňují stavbu hnízd slípek zelenonohých a lysek černých; v bezlesé krajině umožňují hnízdění i ptákům hledajícím potravu v okolí (ostrovní efekt)
stržené břehy	ledňáček říční, břehule říční	všude, kde je to možné, ponechat přirozenou erozi břehu, jinak v intervalech uměle vytvořit sráz nejméně 2 m vysoký	umožnění tvorby hnízdních nor pro ledňáčky říční a břehule říční
zaplavované louky, vlhké nivní louky	bekasina otavní, vodouš rudonohý, břehouš černoocasý, koliha velká, kachna divoká, čírka obecná a modrá, lžičák pestrý aj.	zachování větších nebo i menších úseků luk s pravidelnou záplavou koncem zimy, úvahy o celoročním udržení vyšší hladiny podzemní vody, přitom však zabránění záplavám v době hnízdění	zachování luk umožňuje existenci některých kriticky ohrožených druhů ptáků v krajině; záplavy vyplavují množství potravy ve formě semen a drobných bezobratlých pro přítomné druhy vodních a bahenních ptáků

Příloha č. 2:

Charakteristika hlavních hnízdících druhů ptáků v říčních tocích (Zdroj: Králová et al. 2001).

DRUH	ROZŠÍŘENÍ A VÝSKYT	CHARAKTERISTIKA PROSTŘEDÍ	HLAVNÍ POTRAVA	MÍSTO HNÍZDA
potápka malá	na celém území ČR do 750 m n.m.; v menším počtu zimuje na nezamrzlých tocích do 600 m n.m.	mělké vody, často do 1 m hloubky o rozloze pod 1 ha, většinou bohatě zarostlé vegetací, s převisy větví a křoví na březích	vodní hmyz, měkkýši, pulci, drobné rybky	plovoucí hnízdo připevněné k okolní vegetaci
potápka roháč	na celém území ČR do 730 m n.m.; v malém počtu zimuje na nezamrzlých řekách do 500 m n.m.	vodní plochy vesměs přes 1 ha/1 pár, o hloubce 0,5–5 m, s vyvinutým porostem především rákosin	malé ryby převážně do délky 10 cm, vodní bezobratlí	plovoucí hnízdo uvnitř vegetace, zřídka pod větvemi
labuť velká	na celém území ČR do 730 m n.m.; vyskytuje se celoročně	větší i menší vodní plochy s ostrůvky a bohatou vegetací jak nad hladinou (rákosiny), tak ponořenou v hloubce do 1 m	převážně vodní vegetace škubaná pod vodou, také se pase na travnatých březích, krmí se i odpadky	na březích, ostrůvcích, nebo staví velká hnízda uvnitř porostů rákosin
kachna divoká	na celém území ČR do 1400 m n.m.; vyskytuje se celoročně	vody různého typu, především zarostlé vegetací, s pobřežními křovinami, je však velmi adaptabilní	velmi rozmanitá a přizpůsobená okolnostem (pastva, lov a sběr na vodě, odpadky); mláďata se živí výhradně drobnými bezobratlými	většinou ve vegetaci na zemi i dále od vody, také v dutinách stromů, hnízdí i v budkách nízko nad vodou; mláďata ze vzdálených hnízd převádí na vodu
slípka zelenonohá	na celém území ČR do 730 m n.m.; v malém počtu zimuje na nezamrzlých vodách do 500 m n.m.	vody většího i menšího rozsahu, hustě i málo zarostlé, především pokud jsou lemovány břehovými porosty stromů či keřů, za potravou vystupuje i na travnaté holé břehy	velmi rozmanitá: části rostlin, semena, drobní bezobratlí; sbírána je především ve vodě, řídkěji i na březích	především při hladině uvnitř vegetace, v rákosinách, ve větvích zasahujících do vody, někdy i dále od vody
lyska černá	na celém území ČR do 730 m n.m.; v menším počtu zimuje na nezamrzlých řekách do 500 m n.m.	vodní plochy většího i menšího rozsahu s mělčinami a porosty vegetace, zejména rákosin	velmi rozmanitá, převážně rostlinná, vytahovaná z hloubek až 2 m, pase se i na travnatých březích	především v rákosinách nedaleko vodní hladiny, také i v jednotlivých trsech nebo ve větvích keřů zasahujících do vody
ledňáček říční	na celém území ČR do 800 m n.m.; vyskytuje se celoročně	nehluboké stojaté nebo pomalu tekoucí čisté vody, kde je možnost vyhlížet do vody z větví nebo podobných stanovišť	drobné rybky do délky 10 cm, dále i pulci a různí vodní bezobratlí	nory vyhrabané ve strmých hlinitých březích, nejčastěji 90–180 cm nad vodou; hnízdí i v umělých norách
břehule říční	na celém území ČR do 450 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	především otevřená krajina kolem větších vod s kolmými hlinitými nebo písčítými stěnami	létající hmyz, lovený často nad vodní hladinou	v norách vyhrabaných v zemních stěnách, často nad vodní hladinou a převážně v koloniích až stovek párů

DRUH	ROZŠÍŘENÍ A VÝSKYT	CHARAKTERISTIKA PROSTŘEDÍ	HLAVNÍ POTRAVA	MÍSTO HNÍZDA
cvrčilka říční	na celém území ČR do 850 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	břehové porosty a lužní lesy s hustým bylinným nebo keřovým podrostem	výhradně drobní bezobratlí, především hmyz a pavoukovci, sbírání v hustém porostu na zemi	v hustém porostu bylin nebo křovin nevysoko nad zemí
rákosník zpěvný	na celém území ČR do 900 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	okraje vodních příkopů, louky, rumiště ap. s hustou nevysokou vegetací, zejména prorostlou kopřivami	převážně a u mláďat výhradně drobní živočichové, zejména hmyz a jeho larvy	v hustém bylinném porostu nevysoko nad zemí
rákosník proužkovaný	na celém území ČR do 730 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	nižší husté rostlinné porosty na mělkých vodách a při jejich okrajích, často s jednotlivými stromy nebo keři	výhradně drobní živočichové, hlavně hmyz a jeho larvy, sbírání v hustém bylinném porostu	v husté sušší přízemní vrstvě vegetace, především rákosu nebo ostřic
moudivláček lužní	na celém území ČR do 750 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě, v zimě výjimečně	břehové porosty kolem vod, zejména v blízkosti rákosin s orobincem a vrbami	převážně a u mláďat výhradně drobní bezobratlí sbírání v rákosinách a na vrbách; v zimě i semena rákosu z lat	zavěšené hnízdo na okrajových větvích stromů, hlavně vrb, převážně sahajících nad vodní hladinu
strnad rákosní	na celém území ČR do 750 m n.m.; vyskytuje se převážně v létě, zimuje v malém počtu do 500 m n.m.	rákosiny a další bažinné porosty kolem vod a na březích	rostlinná semena a drobní bezobratlí živočichové, kteří jsou výhradní potravou mláďat; potravu sbírají na zemi i na rostlinách	v husté vegetaci na zemi nebo nízko nad ní

DRUH	ROZŠÍŘENÍ A VÝSKYT	CHARAKTERISTIKA PROSTŘEDÍ	HLAVNÍ POTRAVA	MÍSTO HNÍZDA
čejka chocholatá	na celém území ČR do 1080 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	především nízké travnaté porosty s bahňatými místy a okraji mělkých vod, také pole	drobní bezobratlí sbírání na zemi	na zemi v místech s řídkou vegetací do výšky 5 cm nebo bez ní
vodouš rudonohý	na celém území ČR do 550 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	bažinatá místa s krátkým travním porostem – okraje vod, louky, pastviny	drobní bezobratlí sbírání na zemi	zpravidla v trsu trávy na zemi
bekasina otavní	na celém území ČR do 1400 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	vlhké louky, okraje vod s bažinnou vegetací, rašeliniště	drobní bezobratlí sbírání nebo vypichování na bahňaté půdě	na zemi nebo v mělké vodě v hustém bylinném trsu
konipas luční	na celém území ČR do 720 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	louky a pastviny, zejména vlhké s nízkou trávou, také pole a okraje vod s řídkou vegetací	hmyz a jiní drobní bezobratlí	na zemi v hustém bylinném trsu

DRUH	ROZŠÍŘENÍ A VÝSKYT	CHARAKTERISTIKA PROSTŘEDÍ	HLAVNÍ POTRAVA	MÍSTO HNÍZDA
kulík říční	na celém území do 850 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	vodní toky s bahnitými, písčítými i štěrkovými náplavy, také bahnité břehy a dna nádrží a rybníků	drobní bezobratlí, především hmyz a jeho larvy, v malé míře i semena sbíraná na zemi	na zemi, většinou mezi drobnými oblázky, mimo vegetaci
pisík obecný	na celém území do 750 m n.m.; vyskytuje se pouze v létě	vodní toky s oblázkovými a písčítými břehy a ostrůvky, s řídkou vegetací na řece nebo blízko ní	bezobratlí, hlavně hmyz a jeho larvy, sbírání na náplavech, březích nebo loukách blízko řeky	na zemi v nízké řídké vegetaci na ostrůvcích, březích nebo i dále od vody, zpravidla dostatečně vysoko nad normální vodní hladinou
konipas horský	na celém území ČR do 1600 m n.m., v nížinách jen místy; vyskytuje se po celý rok	proudící toky se štěrkovými náplavy, jezy, mlýnskými náhony, především v zalesněných úsecích	hmyz; sbírá potravu na zemi, především na okrajových náplavech, také bezprostředně nad zemí nebo nad vodní hladinou	v polodutinách na skalách, mezi kořeny, také na lidských stavbách
skorec vodní	na celém území ČR do 1350 m n.m., v nížinách jen místy; vyskytuje se celoročně	rychle proudící mělké toky se skálami, balvany, oblázky, vodopády a peřejemi	vesměs bezobratlí sbírání na dně, zřídka rybky	v dutinách ve skalnatých březích, břehových převislech nebo mezi kořeny stromů na březích; pravidelně využívá i člověkem zhotovených objektů – hnízdí pod mosty, jezy ap., i v budkách