

LATVIJAS UNIVERSITĀTE

**JŪRAS PIEKRASTĒ LIGZDOJOŠO PUTNU
EKOLOĢIJA**

Otars Opermanis

Disertācija
bioloģijas doktora grāda iegūšanai



Zinātniskais vadītājs
Dr. biol. Jānis Priednieks

Rīga, 1997

SATURS

IEVADS	3
DARBA MĒRĶIS UN PĒTĪJUMU VIRZIENI	4
PĒTĪJUMU TERITORIJAS RAKSTUROJUMS	7
TERMINU UN APZĪMĒJUMU SKAIDROJUMS	10
1. nodaļa. Putnu sugu izplatība liedagos un primāro kāpu joslā	13
2. nodaļa. Upes tārtiņa <i>Charadrius dubius</i> ligzdošanas teritorijas un ligzdvietas izvēli ietekmējošie faktori	29
3. nodaļa. Jūrasžagatas <i>Haematopus ostralegus</i> izplatība un ligzdošanas ekoloģija Latvijā: atšķirības starp piekrastes un iekšzemes biotopiem	51
4. nodaļa. Pļavu ornitoloģisko vērtību noteicošie faktori Latvijas jūras piekrastē	66 75
5. nodaļa. Bridējputnu skaita dinamika piekrastes pļavās: 3 teritoriju piemēri	92
6. nodaļa. Ķīvītes <i>Vanellus vanellus</i> ligzdošanas bioloģija piekrastes pļavās, iekšzemes pļavās un lauksaimniecības zemēs	
LIEDAGS KĀ PUTNU LIGZDOŠANAS BIOTOPS: DISKUSIJA	104
SECINĀJUMI	111
LITERATŪRA	114
DARBU SARAKSTS PAR DISERTĀCIJAS TĒMU	126
PATEICĪBAS	127

IEVADS

Jūras piekrastes biotopiem raksturīga ļoti liela putnu sugu daudzveidība. Tie ir īpaši nozīmīgi daudzu putnu sugu izdzīvošanas nodrošināšanai. Jūras piekrastes biotopus putni izmanto ligzdošanai, spalvmešanai, ziemošanai un kā atpūtas vietas migrāciju laikā (Tucker, Evans 1997).

Pēdējās dekādēs vairākās Baltijas jūras valstīs konstatēta būtiska jūras piekrastē ligzdojošo putnu sugu daudzveidības un skaita samazināšanās (von Haartman 1975; Schmidt 1986; Hilden 1987; Ottosson *et al.* 1989; Leibak *et al.* 1994; Opermanis 1995). Visbiežāk šādas izmaiņas saistītas ar ligzdošanas biotopu izzušanu dažādu cilvēka darbību rezultātā (Tucker, Evans 1997). Tiek lēsts, ka Eiropas piekrastē laika posmā no 1960. līdz 1990. gadam, katru dienu cilvēks pārveidojis ap 1 km neskartas krasta līnijas, kur dabiskās vērtības tikušas ievērojami samazinātas vai pilnīgi iznīcinātas (Salman *et al.* 1995). Arī Latvijas jūras piekrastes joslai patlaban pievērsta liela uzmanība, gan no dabas resursu saglabātāju, gan izmantotāju puses. To īpaši akcentē politiskās izmaiņas valstī un zemes privatizācija, kas var izraisīt neparedzamas sekas. Cilvēka darbības ierobežojumus Latvijas piekrastē pēdējos 50 gados lielā mērā nodrošināja bijušās PSRS pierobežas zonas statuss, kas bija noteikts vairāk kā pusē no Latvijas piekrastes garuma (Laime 1997). Šajās vietās cilvēku plūsma bija ierobežota un stingri kontrolēta; tur uzturējās vienīgi militārais personāls un vietējie iedzīvotāji.

Jūras piekrastes joslai raksturīgs plašs cilvēka darbību spektrs: kuģošana, zvejošana, medības, rekreācija, lauksaimniecība un būvniecība. Šādos apstākļos ļoti svarīgi ir saskaņot cilvēka saimnieciskās intereses ar dabas aizsardzības interesēm (Frid, Evans 1995). Galvenais pētnieku uzdevums ir prognozēt un savlaicīgi novērst cilvēka darbības negatīvo ietekmi uz dabu. Tāpēc nepieciešami ilglaicīgi, kompleksi pētījumi par piekrastes joslas ģeomorfoloģiju, augu un dzīvnieku sugām, to sabiedrībām un dzīves vidi (Laime 1997). Šis darbs ir sākums šādiem pētījumiem ornitoloģijas jomā Latvijā.

Lai izpētītu dažādu faktoru ietekmi uz ligzdojošo putnu populāciju dinamiku, nepieciešams kontrolēt to stāvokli ilgākā laika periodā, noskaidrojot populāciju lielumu, skaita izmaiņu tendences un vairošanās rezultātus (Приедниекс и др. 1986). Jāgūst priekšstats par ekoloģiskajām likumsakarībām, kas nosaka piekrastē ligzdojošo putnu sastopamību, ligzdošanas blīvumu un ligzdošanas sekmes. Šādi pētījumi Latvijas jūras piekrastes biotopos līdz šim nav veikti. Pirmie dati par Latvijas jūras piekrastes putniem atrodami jau 19. gadsimta literatūrā, taču tiem bija tradicionāli faunistisks raksturs. Šāds pētījumu virziens saglabājies līdz

pat mūsdienām. Būtiskākie no jaunākajiem pētījumiem veikti Daugavgrīvā (Strazds, Strazds 1983), Kurzemes pussalas piekrastē (Pēterhofs 1984) un Ziemeļvidzemes piekrastē (Lipsbergs u.c. 1985). Lielu ieguldījumu daudzu sugu izplatības noskaidrošanā deva Latvijas ligzdojošo putnu atlanta programma no 1980. līdz 1984. gadam (Priednieks, Strazds u. c. 1989) kā arī darbs Eiropas ligzdojošo putnu atlanta sastādīšanā no 1985. līdz 1989. gadam. Informācija par pētījumiem dažādās vietās Rīgas un Limbažu rajona piekrastē atrodama vairāku LU Bioloģijas fakultātes studentu kursa darbos un diplomdarbos (A. Strazds, M. Strazds, Ģ. Strazdiņš). Taču nevienā no publicētajiem darbiem nav veikta detalizēta putnu sastopamību ietekmējošo faktoru analīze. Ir pētījumi, kuru rezultāti līdz šim nav publicēti. Šeit jāmin E. Pēterhofs veiktās ligzdojošo putnu uzskaites Kurzemes piekrastē, īpaši dati par upes tārtiņa *Charadrius dubius* ligzdošanu, laikā no 1978. līdz 1985. gadam. Vērtīgs materiāls ievākts arī A. Strazda un M. Strazda ligzdojošo putnu uzskaitē Latvijas Baltijas jūras piekrastē 1989. gadā.

Disertācija sastāv no 6 nodaļām, kas atspoguļo veiktos pētījumus un to rezultātus. Katra nodaļa ir atsevišķs pētījums, kuram pilnībā vai daļēji atbilst viens publicēts vai publicēšanai iesniegts raksts, vai arī zinātniskās konferencēs lasīts referāts. Katrai no šīm nodaļām ir zinātniskai publikācijai raksturīgais apakšnodaļu sadalījums: ievads, materiāls un metodika, rezultāti, diskusija, un kopsavilkums. Nodaļām seko papildus diskusija par liedagā ligzdojošo putnu ekoloģiju un secinājumi. Visa darbā citētā literatūra atrodama kopējā sarakstā darba beigās.

DARBA MĒRĶIS UN PĒTĪJUMU VIRZIENI

Darba mērķis bija noskaidrot un analizēt putnu sugu izplatību, skaita dinamiku un ligzdošanas bioloģiju divās klaju jūras piekrastes biotopu grupās: 1) liedagos un primāro kāpu joslā un 2) pļavās. Lai sasniegtu mērķi, tika izvirzīti sekojoši uzdevumi:

- 1) noskaidrot putnu izplatību un izpētīt faktoros, kas to ietekmē,
- 2) izpētīt putnu ligzdošanas biotopa, teritorijas un ligzdvietas izvēli un faktoros, kas to ietekmē,
- 3) izpētīt putnu ligzdošanas bioloģijas atšķirības piekrastē un iekšzemē,
- 4) noskaidrot putnu skaita izmaiņu tendences un to cēloņus.

Katra uzdevuma veikšanai izvēlētas atbilstošas putnu sugas vai sugu sabiedrības. Šī izvēle balstījās uz sekojošiem apsvērumiem: 1) sugai vai sugu sabiedrībai jābūt raksturīgai pētītajam biotopam, 2) sugām jābūt sastopamām pietiekami lielā skaitā, lai iegūtos datus varētu statistiski apstrādāt. Svarīgs nosacījums bija ievērot pētījumu ētiku, tāpēc darbi plānoti tā, lai lauka pētījumi pēc iespējas mazāk traucētu ligzdojošos putnus, īpaši retās un aizsargājamās sugas. Visvairāk pētīti bridējputni: upes tārtiņš, jūraszagata *Haematopus ostralegus* un ķīvīte *Vanellus vanellus*. Šīs sugas ir ļoti raksturīgi savu grupu pārstāvji un labi savu ligzdošanas biotopu indikatori (Приедниекс и др. 1986; Hötker 1991). Bez tam jūraszagata un ķīvīte ir sugas, kas daudz pētītas citās Eiropas valstīs, tāpēc radās iespēja apskatīt Latvijas sugu un biotopu aizsardzības problēmas salīdzinošā aspektā. Raksturīgās putnu sugas, kas apdzīvo pētīto biotopu grupas, parādītas 1. tabulā.

1. TABULA. Raksturīgākās Latvijas jūras piekrastē ligzdojošo putnu sugas. Pēc autora nepublicētiem datiem (1989. – 1997. g.), un Latvijas ligzdojošo putnu atlanta (Priednieks, Strazds u. c. 1989).

Liedagiem un primāro kāpu joslai raksturīgās sugas	Pļavām raksturīgās sugas
Jūrmalas dižpīle <i>Tadorna tadorna</i> *	Platknābis <i>Anas clypeata</i>
Jūraszagata <i>Haematopus ostralegus</i>	Grieze <i>Crex crex</i>
Upes tārtiņš <i>Charadrius dubius</i>	Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>
Smilšu tārtiņš <i>Charadrius hiaticula</i>	Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i>
Upes zīriņš <i>Sterna hirundo</i>	Melnā puskuītala <i>Limosa limosa</i>
Jūras zīriņš <i>Sterna paradisaea</i>	Gugatnis <i>Philomachus pugnax</i>
Mazais zīriņš <i>Sterna albifrons</i>	Šinca šņībītis <i>Calidris alpina schinzii</i>
Stepes čipste <i>Anthus campestris</i>	Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>
Baltā cielava <i>Motacilla alba</i>	Dzeltenā cielava <i>Motacilla flava</i>
	Pļavas čipste <i>Anthus pratensis</i>
	Lauku cīrulis <i>Alauda arvensis</i>
	Lukst čakstīte <i>Saxicola rubetra</i>

* Jūrmalas dižpīle galvenokārt ligzdo cilvēka radītos objektos (zem ēkām, akmeņu, dēļu kaudzēs u. c.), bet var baroties gan liedagiem pieguļošajos piekrastes ūdeņos, gan arī lagūnās

Sugu izplatības analīze, populāciju lieluma dinamika un ligzdošanas sekmju izpēte ir to darbu vidū, kas nepieciešami, lai izstrādātu putnu aizsardzības un racionālas izmantošanas stratēģiju (Приедниекс и др. 1986). Lai varētu apskatīt problēmu loku, kas saistās ar dažādu putnu sugu ligzdošanu Latvijas jūras piekrastē, pirmkārt bija nepieciešami dati par sugu

izplatību. Tādēļ tika veikti pētījumi, kuros, pilnībā apsekojot atsevišķus biotopus Latvijas piekrastē, tika iegūti dati par sugu daudzveidību, atsevišķu sugu sastopamību un ligzdošanas blīvumiem. Apzinoties to, ka putnu izplatības pētījumus nevar veikt nošķirti no to biotopu īpašību analīzes, uzskaitēs tika reģistrēti arī būtiski biotopu parametri. Plašākie šādi inventarizācijas rakstura pētījumi bija ligzdojošo putnu uzskaitē visā Rīgas jūras līča piekrastes garumā 1994. gadā un Latvijas piekrastes pļavu inventarizācija 1996. gadā, kas aptvēra 11 teritorijas. Rezultāti atspoguļoti disertācijas 1. un 4. nodaļā.

Lai izpētītu sugu daudzveidības izmaiņas un putnu skaita svārstības laikā, divos Rīgas jūras līča piekrastes posmos – Engure-Mērsrags un Vitrupe-Ainaži - veiktas gadskārtējas uzskaites. Šis darbs tika veikts no 1991. līdz 1997. gadam. Ņemot vērā to, ka putnu skaita dinamikas datu vērtība slēpjas ilglaicīgos novērojumos, tika meklēti salīdzināmi dati no iepriekšējiem gadiem. Šādi dati iegūti gan no publicētiem darbiem (galvenie: Виксне 1983; Strazds, Strazds 1983; Peterhofs 1984; Lipsbergs u.c. 1985; Priednieks, Strazds u. c. 1989), gan arī analizējot vairāku ornitologu (A. Auniņa, Ģ. Strazdiņa, V. Rozes, M. Strazda, A. Strazda, E. Pēterhofa, J. Lipsberga) npublicētos materiālus, par kuru atvēlēšanu esmu kolēģiem ļoti pateicīgs. Šie materiāli galvenokārt iegūti no 20. gadsimta 70-to gadu beigām līdz 1990. gadam. To apkopojums un salīdzinājums ar manis iegūtajiem datiem izmantots galvenokārt disertācijas 1. un 5. nodaļā, kas apskata ligzdojošo putnu skaita un daudzveidības izmaiņas.

Lai varētu uzskatīt, ka tiek darīts viss iespējamais sugu saglabāšanas interesēs, nepietiek vienīgi ar monitoringu, kas reģistrē populāciju lielumu izmaiņas (Schmidt 1986). Daudzi pētījumi rāda, ka ligzdojošo putnu skaita izmaiņu iemesli bieži slēpjas to ligzdošanas ekoloģijā un, visbiežāk, ligzdošanas sekmēs (Blomqvist, Johansson 1991; Peach *et al.* 1994, u. c.). Tāpēc tika pētīta jūraszagatas un ķīvītes ligzdošanas ekoloģija, ietverot galvenos ligzdošanas bioloģijas rādītājus - ligzdošanas fenoloģiju, dējuma lielumu, olu tilpumu un šķilšanās sekmes. Lai gan šī disertācija galvenokārt aptver pētījumus Rīgas jūras līča piekrastē, dati vākti arī Latvijas Baltijas jūras piekrastē un iekšzemes biotopos. Vairums sugu, kas ligzdo dažādos Rīgas jūras līča piekrastes biotopos, atrodamas arī iekšzemes biotopos. Piemēram, ķīvīte ligzdo pļavās, lauksaimniecības zemēs un augstajos purvos (Priednieks, Strazds u. c. 1989). Tāpēc, raugoties no populāciju ekoloģijas viedokļa, bija ļoti interesanti salīdzināt piekrastē ligzdojošo putnu reprodukcijas rādītājus ar citās vietās iegūtajiem, lai noskaidrotu dažādu sugu jūras piekrastes populāciju nozīmi Latvijas mērogā. Ligzdošanas ekoloģijas pētījumi, kas veikti no 1989. līdz 1996. gadam, atspoguļoti 2, 3. un 6. nodaļā.

Daudzām sugām ir specifiskas prasības attiecībā uz barošanās, ligzdvietas un mazuļu audzēšanas biotopu, kas lielā mērā ietekmē šo sugu sastopamību, ligzdošanas blīvumu un ligzdošanas sekmes (Cody 1985). Veicot dažādu biotopa parametru (piemēram, liedaga platuma) mērījumus un nosakot putnu izplatību, analizēta ligzdvietas un teritorijas izvēle upes tārtiņam (2. nodaļa). Ligzdošanas biotopa izvēle analizēta jūrasžagatai (3. nodaļa) un vairākām pļavu bridējputnu sugām (4. nodaļa). Lai novērtētu barības nozīmi ligzdošanas teritoriju izvēlē, pētīta upes tārtiņa ligzdošanas teritorijas izvēle atkarībā no šī faktora. Šie pētījumi veikti 1997. gadā un atspoguļoti 2. nodaļā.

Visā Eiropā īpaši apdraudēts jūras piekrastes biotops ir pļavas, kur ligzdo retas un aizsargājamas putnu sugas (Hötker 1991). To aizsardzība iespējama vienīgi saglabājot tradicionālos apsaimniekošanas veidus: lopu ganīšanu un zāles pļaušanu. Šī darba ietvaros 3 teritorijās – Mērsragā, Daugavgrīvā un Vecdaugavā - veikti pētījumi par piekrastes pļavu putnu sabiedrību sastāvu, skaita un daudzveidības dinamiku, atkarībā no pļavu apsaimniekošanas veida (5. nodaļa).

PĒTĪJUMU TERITORIJAS RAKSTUROJUMS

Jūras piekrastes līnijas garums Latvijā ir aptuveni 485 km; no tiem 240 km gar Baltijas jūru un 245 km gar Rīgas jūras līci. Krasta līnija ir relatīvi taisna; izteiktākie zemes rāgi ir Kurzemes pussalā: Mērsrags, Kolkasrags, Ovīsrags un Akmeņrags (1. attēls). Dominējošie piekrastes biotopi ir smilšaini liedagi un dažāda platuma kāpu sistēmas.

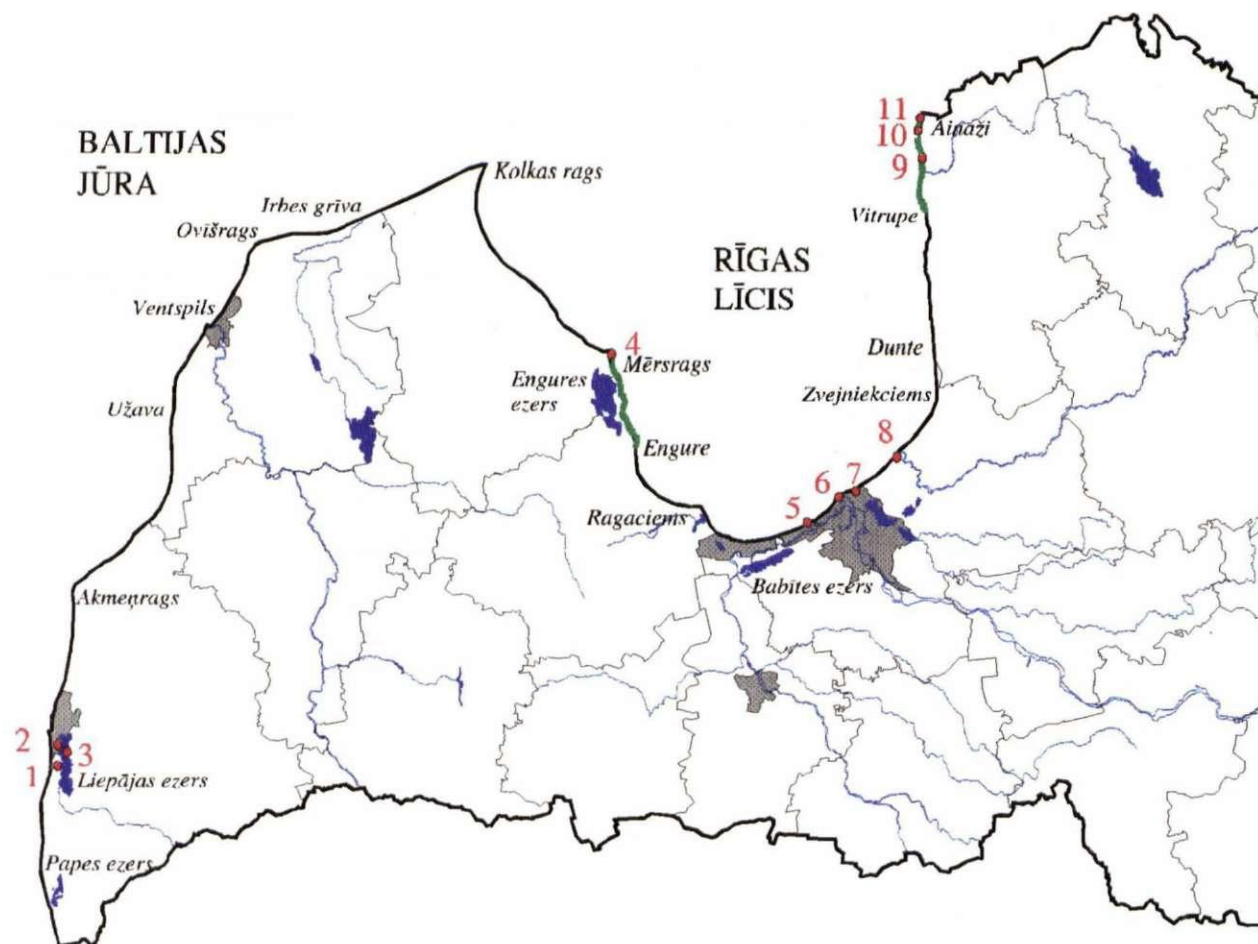
Stāvkrausti ir tikai atsevišķos posmos: starp Tūju un Vitrupi, Pabažiem un Zvejniekiem, Melnsilu un Ušiem, Ovīšiem un Ventspili, Užavu un Pāvilostu. Akmeņi sastopami ne vairāk kā 40-45% no piekrastes garuma, taču akmeņiem pilnīgi nosegts liedags sastopams ļoti reti - kopā ap 2-3 km piekrastes garuma. Liedaga platums svārstās no 10 līdz 100 metriem, taču paplašinās lielāko upju grīvu rajonos, radot specifisku ligzdošanas biotopu vairākām sugām.

Krastu joslā dominē priežu meži (72-73% no kopgaruma); apdzīvotas vietas ar apbūvi, aramzeme, pļavas un citi daļēji pārveidoti biotopi aizņem 26-28% no kopgaruma. Pilnīgi pārveidoti krasti - ostas ar moliem - apmēram 2% no kopgaruma. Daudzu apdzīvoto vietu

apkārtne pakļauta spēcīgai rekreācijas slodzei: tieša pieeja jūrai ir 7 pilsētām un apmēram 20 jūrmalciemiem. Latvijas piekrastē ir 10 ostas un citi objekti ar vismaz 12 moliem, kas izjauc vai ierobežo jūras sanešu dabisko pārvietošanos (Anon. 1993).

Ūdens sāļums Baltijas jūrā ir zems: Rīgas jūras līča centrālajā daļā 5‰, dienvidu daļā 1-2‰, Irbes šaurumā 6‰. Ūdens sāļums var mainīties dažādos gadalaikos (Pastors 1994). Piekrastes ūdeņos vaskulārie augi pārstāvēti diezgan trūcīgi, vienīgi lokālas meldru *Scirpus* un parastās niedres *Phragmites communis* audzes. Seklās lagūnās un ieličos retumis var atrast purva diedzenes *Zarnichellia palustris* un glīveņu *Potamogeton* audzes. Smilšainajos liedagos parastī nav pastāvīgas veģetācijas. Vienīgi vasaras vidū vietās, kur novērojama sanešu uzkrāšanās, atrodamas dažādu nezāļu (galvenokārt balodeņu *Atriplex*) sabiedrības. Starp priekškāpu un pamatkāpu (primāro kāpu joslā - pēc 2. attēla) dominējošās sugas ir smiltāju kāpukviesis *Leymus arenarius*, smiltāju kāpuniedre *Ammophila arenaria*, sālsvirza *Honckenya peploides*. Tuvāk pamatkāpai, kur veģetācija kļūst blīvāka un daudzveidīgāka, parastākās sugas ir auzenes *Festuca*, smiltāju grāslis *Carex arenaria*, kā arī citi kserofīti un mezofīti (Fatare 1975; Kabucis 1995, I. Kabucis, pers. sarakste). Pamatkāpu visbiežāk klāj priežu *Pinus sylvestris* meži; citas koku sugas - melnaksnis *Alnus glutinosa*, parastais pīlādzis *Sorbus aucuparius* un egle *Picea abies* sastopamas tikai mitrākās ieplakās un ietekošo upīšu ielejās. Piekrastes pļavu mitrākajās joslās atrodamas retas halofītu sabiedrības ar jūrmalas āžloku *Triglochin maritimum*, Žerāra doni *Juncus gerardii*, jūrmalas pienzāli *Glaux maritima* un zemeņu āboliņu *Trifolium fragiferum* un citām sugām. Pēdējās divas sugas sastopamas galvenokārt regulāri pļautās un, it īpaši, intensīvi noganūtās vietās. Taču kopumā piekrastes pļavu veģetācijas raksturu nosaka glikofīti un to flora maz atšķiras no iekšzemes pļavu floras. Visparastākās ir mēreni mitras pļavas ar sarkano auzeni *Festuca rubra* un pūkaino pļavauzīti *Helictotrichon pubescens*, kuras periodiski applūst, īpaši rudens vētru laikā (I. Kabucis, pers. sarakste).

Vismaz vienai putnu sugai - jūrmalas dižpīlei - specifisks ligzdošanas biotops ir zvejniekciemī, kas atrodas pašā jūras krastā. Parasti tiem raksturīga ainaviski augstvērtīga tradicionālā apbūve, kas, acīmredzot, palikusi relatīvi nemainīga daudzu desmitu, iespējams pat simtu, gadu laikā. Būtisks elements šajā ainavā ir šķūņi un malkas kaudzes, kā arī citi saimnieciskie objekti, kurus dižpīles izmanto ligzdošanai.



1. ATTĒLS. Pētījumu rajonu izvietojums Latvijas piekrastē. Sarkanie apļi - piekrastes pļavu teritorijas. Zaļie posmi - nevienmērīgi izplatīto sugu ikgadējo uzskaišu vietas (Rīgas līča rietumu piekrastē posms Engure - Mērsrags; austrumu piekrastē posms Vitrupe - Ainaži).

Piekrastes pļavas:

1. Liepāja C. Pļavu teritorija uz D no Liepājas.
2. Ezerkrasta pļavas (Liepāja A).
3. Vītiņu pļavas.
4. Mērsraga pļava.
5. Lielupes grīva.
6. Daugavgrīva.
7. Vecdaugava.
8. Gaujas grīva.
9. Kuiviži.
10. Rožupes grīva (Randu pļavu Z gals).
11. Ainaži.

Kursivā atzīmētas nozīmīgākās disertācijā pieminētās vietas.

TERMINU UN APZĪMĒJUMU SKAIDROJUMS

Šajā darbā, saistībā ar putnu ekoloģijas problēmām, apskatīta arī piekrastes joslas ģeomorfoloģija. Tāpēc nepieciešams dot atsevišķu terminu skaidrojumu, ieviešot nepieciešamos precizējumus, atbilstoši darba specifikai.

Ģeomorfoloģiskā izpratnē **piekraste** ir robežjosla starp sauszemi un jūru, kas ietver tagadējās un senās jūras krasta reljefa formas sauszemē un seklūdens joslā (G. Eberhards, pers. sarakste).

Pludmale definējama, kā jūrai pieguļošā sauszemes josla līdz viļņu darbības līnijai vētru laikā, (G. Eberhards, pers. sarakste). Pludmale, raugoties no putnu ligzdošanas viedokļa, iedalāma 2 daļās: liedagā un primāro kāpu joslā (2. attēls).

Liedags ir no pastāvīgas veģetācijas brīvā josla starp vidējo ūdens līmeni jūrā un priekškāpu. Tā ir ģeoloģiski visaktīvākā zona un ir pakļauta pastāvīgai jūras viļņu un vēja iedarbībai (Tucker, Evans 1997). Tiesa, terminu 'liedags' parasti zinātniskā terminoloģijā nelieto (G. Eberhards pers. sarakste), taču es nevarēju atrast citu apzīmējumu šai joslai, kas putniem ir ļoti nozīmīga, un kuras nodalīšana bija ļoti nepieciešama. Angļu *beach* daudz tuvāk atbilst pludmales definīcijai (Bird 1984; Clark 1990).

Primāro kāpu josla ir ar trūcīgu veģetāciju klātā josla no pirmās priekškāpas vai embrionālās kāpas līdz pamatkāpai. Latvijas piekrastei raksturīgas gan primārās kāpas (embrionālās kāpas un priekškāpas), gan sekundārās kāpas (pamatkāpas). Uz pēdējām visbiežāk aug mežs, tāpēc šajā darbā šī piekrastes daļa nav aptverta. Primārās kāpas var būt vāji izteiktas posmos, kur pludmales josla ir ļoti šaura (Laime 1997).

Par **piekrastes pļavām** nosauktas tās pļavu teritorijas, kur sastopamas augu-halofītu sugas (Kabucis pers. sarakste). Šādi definētas piekrastes pļavas sastopamas ne tikai tiešā jūras piekrastē (3. attēls, B), bet arī jūrā ietekošo upju grīvu rajonos un seklo piekrastes ezeru krastos (3. attēls, A).

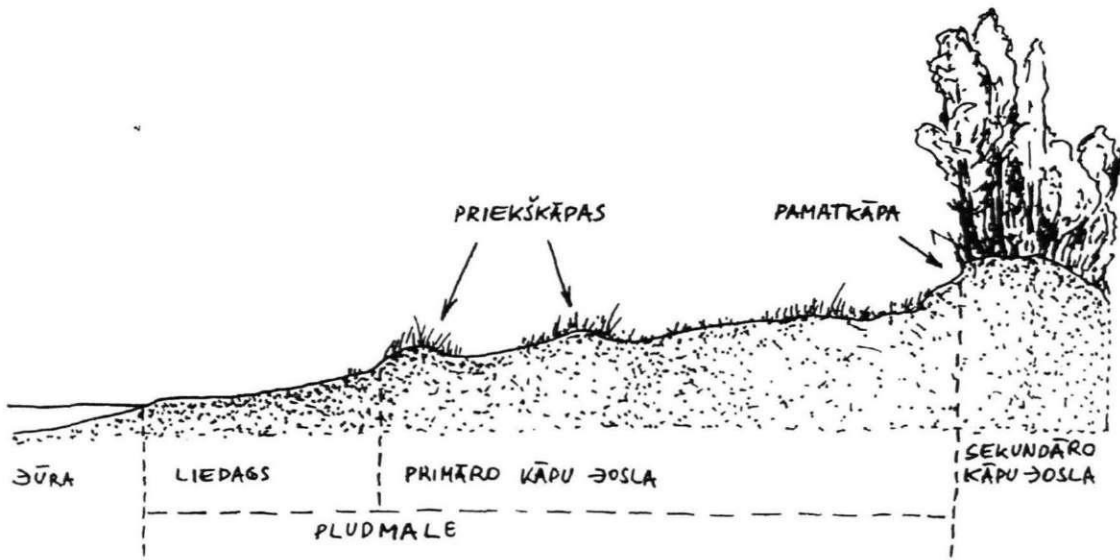
Ekoloģiskā niša un biotops. Jebkuras sugas organismi var dzīvot, vairoties un saglabāt dzīvotspējīgu populāciju tikai noteiktos vides apstākļos, kur katram faktoram (piemēram, temperatūrai, barībai un dzīvesvietām) ir savas piemērotības robežas. Šo robežu kopums ir sugas ekoloģiskā niša. Tas ir abstrakts jēdziens. Biotops – jēdziens, kas

lietots šajā darbā, atšķirībā no ekoloģiskās nišas, ir reāla vieta, kas sugai nodrošina nepieciešamos apstākļus un resursus (Begon *et al.* 1996).

Putnu ligzdošanas biotopa kvalitāte ir relatīvs jēdziens. Ligzdošanas biotopa kvalitāti sugai vai indivīdam visprecīzāk raksturo vairošanās sekmes (Wiens 1989). Tas pats attiecināms arī uz ligzdošanas teritorijas kvalitāti, jo teritorijas, kur ligzdošanas sekmes ir visaugstākās, tiek aizņemtas biežāk (Sutherland 1996).

Putnu **biotopa fizikālās īpatnības** (Burger 1985, *physical features of habitat*) ietver topogrāfiskās pazīmes (platumu, garumu, platību, slīpumu u. c.) un veģetāciju (augstumu, blīvumu, struktūru u. c.).

Apskatot pasaules literatūru, darbā pieminētas putnu sugas, kas apdzīvo citus kontinentus un tāpēc tām līdz šim nav dots latviskais nosaukums. Šādos gadījumos latviskajam ģints nosaukumam seko sugas zinātniskais nosaukums, piemēram, tārtiņš *Charadrius bicinctus*, jūraszagata *Haematopus fuliginosus*.

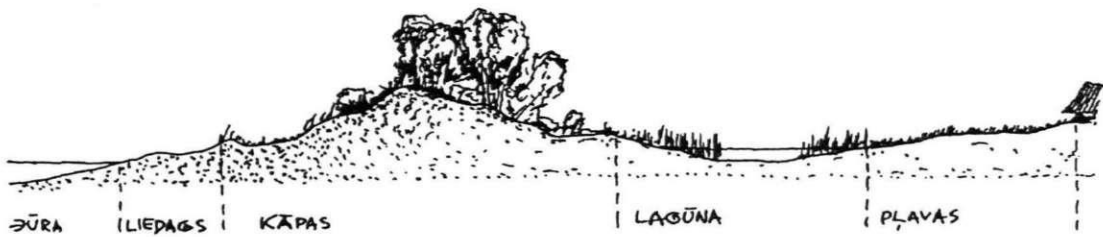


2. ATTĒLS. **Piekrastes pludmales daļas shēma.** Pludmales iedalījums liedagā un primāro kāpu joslā.

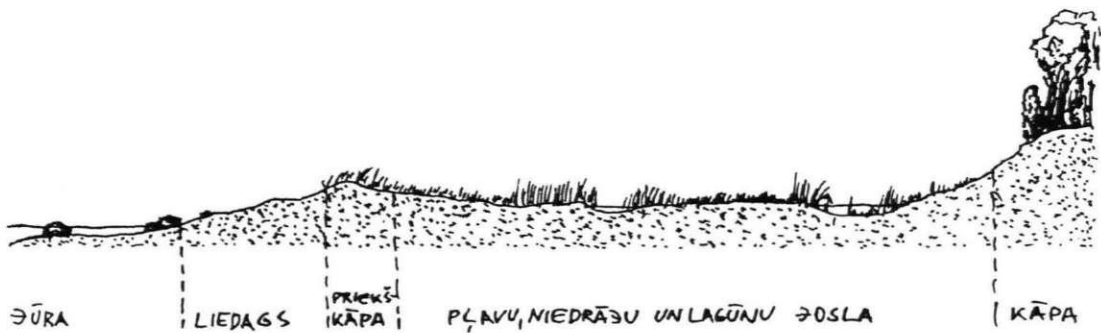
Datu statistiskajā apstrādē izmantotas Sokala un Rolfā (Sokal, Rohlf 1981), Liepas (1974), Foulera un Koena (Fowler, Cohen 1986) datu analīzes rokasgrāmatas. Speciāliem gadījumiem paredzētās statistiskās metodes norādītas atsevišķi. Parametrisko testu

pielietošanas gadījumā paraugkopu atbilstība normālajam sadalījumam pārbaudīta izmantojot StatGraphics programmu. Norādot statistisko testu rezultātus, lietoti sekojoši apzīmējumi: d.f. - brīvības pakāpju skaits; n.s. - nebūtisks. Brīvības pakāpju skaits atsevišķos gadījumos norādīts arī blakus simbolam, piemēram, korelācijas simbolam: $r_{34}=0,12$; n.s.

A



B



3. ATTĒLS. **Piekrastes shēma.** A: piekrastes pļavu novietojums aiz pamatkāpas; B: piekrastes pļavu novietojums pirms pamatkāpas.

1. nodaļa

Putnu sugu izplatība liedagos un primāro kāpu joslā

IEVADS

Liedagi un kāpas kā putnu biotopi nav izraisījuši lielu interesi ornitologu vidū, jo tos apdzīvo neliels, toties labi pielāgojušos, sugu skaits (Merne 1991; Sutherland, Hill 1995; Opermanis 1995). Liedagi un kāpas ir nepastāvīgi un ļoti mainīgi. Vējš un viļņi tos regulāri transformē un izraisa izmaiņas daudzos parametros - platumā, augstumā un veģetācijas segumā (Frid, Evans 1995). Šīs fizikālās īpatnības, savukārt, tieši vai netieši var ietekmēt putnu sugu sastopamību un līgздоšanas blīvumu (Cody 1985).

Latvijas piekrastē liedagus un kāpas pēdējos desmit gados skārušas ļoti būtiskas izmaiņas. Sabrūkot PSRS, ievērojamai Latvijas piekrastes teritorijai tika atcelts pierobežas zonas režīms, kas iepriekš aptvēra aptuveni 300 km piekrastes līnijas. Tā rezultātā daudzviet palielinājusies rekreācijas slodze. Spēcīgu rudens vētru trūkums un ūdens eitrofikācija daudzās vietās Rīgas jūras līča piekrastē sekmējusi liedaga aizaugšanu ar pastāvīgu veģetāciju (Laime 1997, G. Eberhards, pers. sarakste).

Šī pētījuma mērķis bija noskaidrot liedagā un primāro kāpu joslā līgздоjošo sugu izplatību, kā arī noskaidrot faktoros, kas nosaka līgздоšanas blīvuma atšķirības dažādās vietās. Dažām sugām apskatītas nesenās skaita izmaiņu tendences.

MATERIĀLS UN METODIKA

Putnu sugas

Pētītas putnu sugas, kurām liedagi un kāpas ir nozīmīgas ligzdošanas vietas vai arī svarīgi barošanās biotopi ligzdošanas laikā (1. tabula). Šīs sugas ir: upes tārtiņš *Charadrius dubius*, smilšu tārtiņš *Charadrius hiaticula*, stepes čipste *Anthus campestris*, baltā cielava *Motacilla alba*, jūrmalas dižpīle *Tadorna tadorna*, upes zīriņš *Sterna hirundo*, jūras zīriņš *Sterna paradisaea* un mazais zīriņš *Sterna albifrons*. Atsevišķā pētījumā uzskaitīta arī dzeltenā stērste *Emberiza citrinella*, kas tika izmantota kā kontrolsuga, kuras izplatība nav atkarīga no jūras klātbūtnes. Arī jūraszagata *Haematopus ostralegus* ir raksturīgs liedaga putns, taču, ņemot vērā to, ka šai sugai pilnībā veltīta darba 3. nodaļa, šajā nodaļā tās izplatība nav apskatīta.

Saskaņā ar maniem novērojumiem (1989.-1997. g.), smilšu tārtiņš, upes tārtiņš un stepes čipste ligzdo un barojas tieši pludmalē. Baltā cielava šeit regulāri barojas, taču vairums ligzdu atrodas pamatkāpas zonā, galvenokārt cilvēka radītos objektos - ēkās, koku un būvmateriālu kaudzēs. Arī jūrmalas dižpīle ligzdo pamatkāpas joslā zem ēkām, dēļu un akmeņu kaudzēm, zvēru alās, bet barojas sekļajos piekrastes ūdeņos. Zīriņi ligzdo liedaga platākajos iecirkņos, bet medī jūras piekrastes ūdeņos, pēc literatūras datiem (Cramp, Brooks 1985), pārtiekot gandrīz tikai no zivīm.

Veiktās uzskaites

Liedagā un primāro kāpu joslā ligzdojošo putnu izplatība un ligzdošanas blīvums iegūts, balstoties uz 1994. gadā manis veikto uzskaiti visā Rīgas jūras līča piekrastes garumā un M. Strazda un A. Strazda veikto uzskaiti Baltijas jūras Latvijas piekrastē 1989. gadā. Baltijas jūras piekrastē veiktajai uzskaitē nebija datu par posmu Lielirbe - Kolka. Šī posma raksturošanai izmantoti E. Pēterhofa 1983. gada dati. Lai reģistrētu putnu blīvuma izmaiņas laikā, no 1991. līdz 1997. gadam es veicu gadskārtējas uzskaites divos atsevišķos piekrastes posmos: Engure-Mērsrags un Vitrupe-Ainaži. Posma Engure-Mērsrags datus

varēja salīdzināt ar 1983. gadu, kad E. Pēterhofs veicis uzskaiti šajā piekrastes posmā (2. tabula).

Uzskaišu metodes

Lai salīdzinātu sugu sastopamību un ligzdošanas blīvumu dažādās Latvijas jūras piekrastes vietās, tā tika sadalīta 23 posmos (2. tabula). To vidējais garums - 21,0 km, maksimālais - 30,4 km, minimālais - 15,0 km. Posmu robežas iezīmē apdzīvotas vietas, upju ietekas vai citi dabā redzami orientieri. Šādu robežu izvēli noteica nepieciešamība veikt uzskaites tieši tādos maršrutos, kā iepriekš, kā arī iezīmēt viegli atrodamas posmu robežas potenciālajiem uzskaišu veicējiem nākotnē. Uzskaitītais ligzdojošo pāru skaits katrā posmā tika attiecināts uz 1 km piekrastes līnijas, iegūstot ligzdošanas blīvumu. Precīzs posmu garums noteikts, izmantojot 1:10 000 mēroga topogrāfiskās kartes.

Uzskaites tika veiktas jūnijā, izņēmuma gadījumos, maija beigās vai jūlija sākumā, kad ir vislabākais laiks visu sugu konstatēšanai. Novērojumi izdarīti, ejot kājām, visas dienas garumā. Nelabvēlīgos laika apstākļos (spēcīgs vējš, lietus) uzskaites netika veiktas. Ņemot vērā biotopa lineāro raksturu un labo pārskatāmību, šīs uzskaites pieskaitāmas absolūtajām uzskaitēm (Приедниекс и др. 1986). Parasti uzskaites veica viens cilvēks, ejot pa liedaga - kāpu robežlīniju. Tikai atsevišķos posmos Baltijas jūras piekrastē uzskaiti veica divi cilvēki: viens, ejot pa liedagu, otrs - pa kāpu joslu, jo šeit interesējošā piekrastes biotopu josla ir platāka.

2. TABULA. Latvijas jūras piekrastes iedalījums posmos.

Nr p. k.	Posms	Garums (km)	Gads	Uzskaišu veicējs
1.	Valsts robeža – Papes ez. Ziemeļu gals	16,9	1989.	M. Strazds un A. Strazds
2.	Papes ezera ziemeļu gals – Bernāti	18,0	1989.	M. Strazds un A. Strazds
3.	Bernāti – Liepāja	18,1	1989.	M. Strazds un A. Strazds
4.	Liepāja – Ziemeupe	23,2	1989.	M. Strazds un A. Strazds
5.	Ziemeupe – Pāvilosta	20,0	1989.	M. Strazds un A. Strazds
6.	Pāvilosta – Rīvas ieteka	15,0	1989.	M. Strazds un A. Strazds
7.	Rīvas ieteka – Užavas bāka	27,2	1989.	M. Strazds un A. Strazds
8.	Užavas bāka – Ventspils	23,9	1989.	M. Strazds un A. Strazds
9.	Ventspils – Oviši	23,5	1989.	M. Strazds un A. Strazds
10.	Oviši – Irbes grīva	29,5	1989.	M. Strazds un A. Strazds
11.	Irbes grīva – Kolka	30,4	1983.	E. Pēterhofs
12.	Kolka – Ģipka	23,2	1994.	O. Opermanis
13.	Ģipka – Kaltene	15,0	1994.	O. Opermanis
14.	Kaltene – Mērsrags	18,0	1994.	O. Opermanis
15.	Mērsrags – Engure	23,9	1983. 1991.-1997.	E. Pēterhofs O. Opermanis
16.	Engure – Ragaciems	23,7	1994.	O. Opermanis
17.	Ragaciems – Pumpuri	19,2	1994.	O. Opermanis
18.	Pumpuri – Daugavgrīva	19,7	1994.	O. Opermanis
19.	Daugavgrīva – Gaujas grīva	17,9	1994.	O. Opermanis
20.	Gaujas grīva – Ķīšupe	16,2	1994.	O. Opermanis
21.	Ķīšupe – Tūja	19,7	1994.	O. Opermanis
22.	Tūja – Vitrupe	16,0	1994.	O. Opermanis
23.	Vitrupe – Valsts robeža (Ainaži)	25,7	1991.-1997.	O. Opermanis

Es apkopēju M. Strazda, A. Strazda un E. Pēterhofa lauka pētījumos iegūtos datus, balstoties uz principiem, kas tika izvirzīti, apkopojot savus datus. Viens ligzdojošs pāris fiksēts šādos gadījumos:

- 1) tārtiņiem: ja atrasta ligzda, novērots pāris vai viens atsevišķs īpatnis, kas nepārprotami izrāda uztraukumu. Ja putnu blīvums bija liels un reģistrēto pāru skaits bija aptuvens, es lietoju maksimālo novērtēto putnu skaitu, jo iepriekšējā pieredze ar bridējputniem liecināja, ka ligzdotāju skaits bieži tiek novērtēts par zemu (O. Opermaņa un A. Auniņa nepublicēti materiāli),
- 2) baltajai cielvai: ja novērots viens vai divi īpatņi, kas barojās, vai ja novērots izvests jauno putnu bariņš, kas, barojoties liedagā, parasti turējās vienkopus;
- 3) stepes čipstei: ja atrasta ligzda, novērots dziedošs tēviņš vai arī īpatnis, kas jūrmalā barojas;

- 4) jūrmalas dižpīlei: ja novērots teritoriāls pāris vai tēviņš, pāris vai viens pieaugušais putns ar mazuļiem;
- 5) dzeltenā stērste tika uzskaitīta, reģistrējot tikai dziedošus tēviņus, kuri dzirdēti, ejot pa pludmali.

Zīriņu kolonijās pāru skaits noteikts, vadoties pēc atrasto ligzdu skaita, taču atsevišķos gadījumos, kad olas vēl tika dētas, mazuļi jau izvesti vai daļa no kolonijas, acīmredzot, bija gājusi bojā, tas korigēts pēc virs kolonijas novēroto pieaugušo īpatņu skaita. Neskaidrību gadījumā kolonijas apsekotas atkārtoti.

Piecu metru izobates vidējais attālums no krasta līnijas uzskaišu posmos iegūts, izmantojot 1:50 000 mēroga topogrāfiskās kartes, katrā posmā veicot 10 mērījumus nejauši izvēlētās vietās un tad aprēķinot vidējo vērtību.

REZULTĀTI

Putnu sugu sastopamība un ligzdošanas blīvums

Četru vienmērīgi izplatīto sugu – smilšu tārtiņa, upes tārtiņa, stepes čipstes un baltās cielavas - ligzdošanas blīvumi dažādos piekrastes posmos parādīti 4. attēlā. Upes tārtiņš un baltā cielava bija parastākās liedaga sugas, kas sastopamas visā Latvijas piekrastē. Smilšu tārtiņa izplatība Latvijas piekrastē bija visai ierobežota. Rīgas jūras līča piekrastē 1994. gadā šī suga tika konstatēta tikai 2 vietās – Kuivižos un Gaujas grīvā. Smilšu tārtiņš bija parasts ligzdotājs tikai Baltijas jūras piekrastē dienvidrietumos no Ovišraga, kur 6 posmos no 9 dominēja pār upes tārtiņu. Stepes čipstes Latvijas jūras piekrastes populācijas lielākā daļa (78%, n=101) bija lokalizēta Baltijas jūras piekrastē.

Zīriņi, atšķirībā no tārtiņiem, baltās cielavas un stepes čipstes, bija izplatīti nevienmērīgi (5. attēls). Pastāvīgo koloniju biotops bija galvenokārt smilšu sēres vai liedaga paplašinājumi, kas radušies jūrā ietekošo upju un kanālu grīvu rajonos vai, pateicoties sanešu akumulācijai, pie moliem (54% gadījumu, n=24). Periodiska zīriņu ligzdošana konstatēta dažos zemesragos (Mērsragā, Kolkas ragā, Akmeņragā, kopā 16%),

kā arī piekrastes pļavās kaiju un bridējputnu sabiedrībā (Ainažos, Rožupes grīvā, Vecdaugavā, Daugavgrīvā, Lielupes grīvā; kopā 16%). Dažas kolonijas bijušas arī būvlaukumos un citos mākslīgi radītos smiltājos jūras krastā (14%).

3. TABULA. **Koloniju lielums 3 zīriņu sugām.** Apkopots 1990.-1997. gadu materiāls par posmu Vitrupe-Ainaži. Jauktajās kolonijās katras sugas pāru skaits skaitīts atsevišķi.

Suga	Pāru skaits kolonijā			
	1	2-5	6-10	11-25
	Koloniju skaits			
Upes zīriņš	3	10	3	0
Jūras zīriņš	1	4	4	2
Mazais zīriņš	2	5	3	0

Latvijas piekrastē vērojamas 3 galvenās zīriņu koloniju lokalizācijas vietas: 1) Irbes šauruma piekraste, 2) Rīgas jūras līča dienvidu daļa (Lielupes, Daugavas un Gaujas grīvas), 3) Ziemeļvidzemes piekraste: posms Vitrupe-Ainaži (5. attēls). Lielākā daļa upes zīriņa koloniju atradās Rīgas jūras līča piekrastē. Nozīmīgākās mazā zīriņa kolonijas atrastas Baltijas jūras piekrastē. Jūras zīriņam vairums koloniju konstatēts Rīgas jūras līča piekrastē, taču pati lielākā kolonija (maksimāli ar 40-45 pāriem) atradās Irbes grīvā – Baltijas jūras piekrastē. Zīriņu koloniju lielums posmā Vitrupe-Ainaži parādīts 3. tabulā. Visām zīriņu sugām bija raksturīgas galvenokārt mazas kolonijas (2-5 pāri). Šajā posmā netika atrasta neviena kolonija, kur vienas sugas pāru skaits būtu lielāks par 20.

Dažādu faktoru ietekme uz putnu ligzdošanas blīvumu

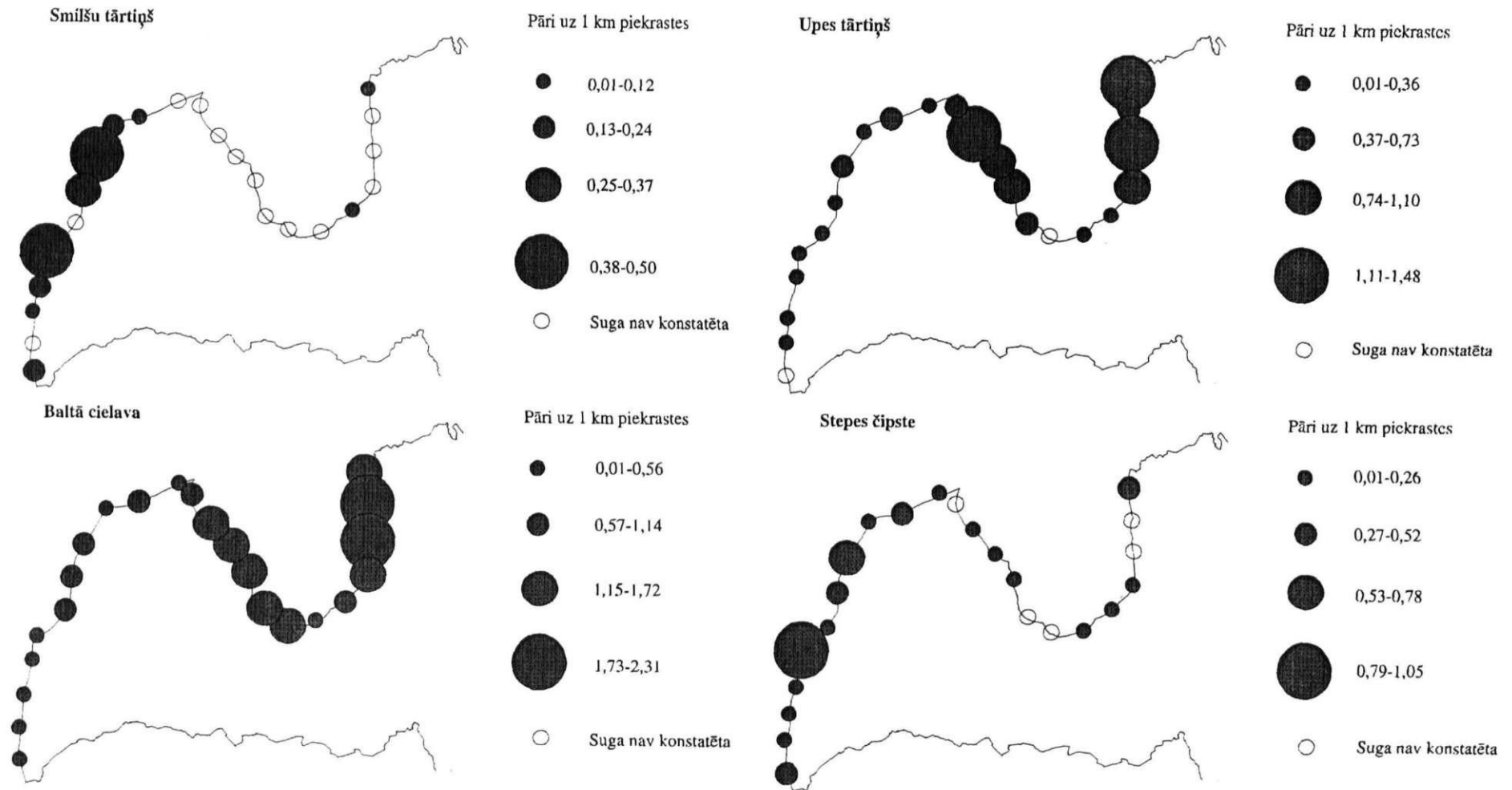
Pludmales akmeņainība. Rīgas jūras līča piekrastē 10 posmos 142,9 km garumā, kur sastopami akmeņi, upes tārtiņa vidējais ligzdošanas blīvums bija 1,0 pāri uz 1 km (p/km); citos 10 posmos 96,2 km garumā, kur akmeņi nav sastopami, vidējais ligzdošanas blīvums bija 0,3 p/km. Salīdzinot blīvumu mediānas, šī atšķirība bija statistiski būtiska (Manna-Vitneja kritērijs; $U=97$; $P<0,002$).

Upes un strauti. Statistiski būtiska pozitīva korelācija starp uzskaišu posmā ietekošo upju un strautu blīvumu un ligzdošanas blīvumu tika konstatēta upes tārņam un baltajai cielavai (4. tabula).

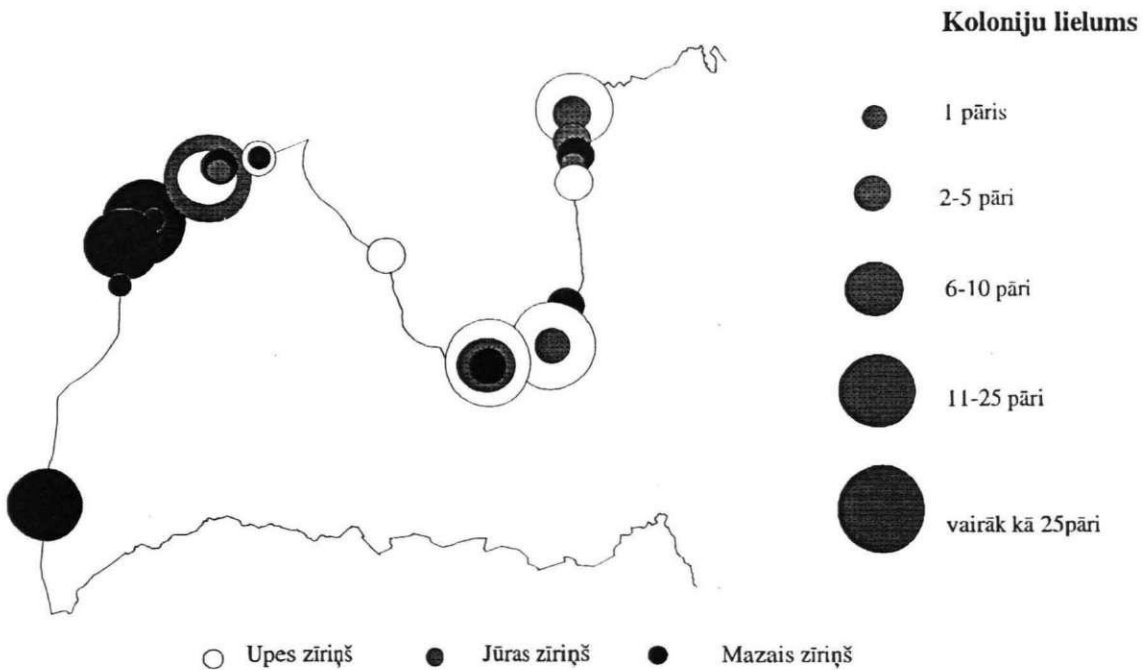
Piekrastes seklo ūdeņu joslas platums. Jūrmalas dižpīle kā pastāvīgs ligzdotājs Latvijas piekrastē bija sastopama tikai divos Rīgas jūras līča piekrastes posmos Ainaži - Vitrupe un Engure - Mērsrags. Šie posmi izceļas ar platu seklo ūdeņu joslu līdz 5 metru dziļumam - atbilstoši 1,75 un 0,97 km, kamēr vidēji Latvijā tās platums ir 0,75 km. Pieņemot, ka jūrmalas dižpīlei nozīmīga barošanās josla ir ūdeņi līdz 0,5 m dziļumam, un, ka ūdens klātās krasta nogāzes stāvums ir vienmērīgs, jūrmalas dižpīles apdzīvotajos posmos barošanās biotops ir aptuveni 100-150 m plats.

Cilvēka darbība. Konstatēta statistiski būtiska negatīva korelācija starp 300 m piekrastes joslā celto ēku blīvumu (ko var interpretēt kā cilvēka aktivitātes mēru) un upes tārņa ligzdošanas blīvumu. Tajā pašā laikā sugām, kas liedagā tikai barojas, bet neligzdo (baltajai cielavai un dzeltenajai stērstei), ligzdošanas blīvuma atkarība no ēkām netika konstatēta (4. tabula). Vietās, kur piekrastes joslā ēku blīvums bija īpaši liels, piemēram, no Lielupes līdz Ragaciem, upes tārņa ligzdošanas blīvums bija ļoti zems, turklāt posmā Pumpuri-Ragaciems netika konstatēts neviens pāris (4. attēls).

Ģeogrāfiskas atšķirības. Upes tārņam tika konstatēts statistiski būtiski lielāks ligzdošanas blīvums Rīgas jūras līča piekrastē salīdzinājumā ar Baltijas jūras piekrasti: attiecīgi 0,72 un 0,22 p/km (Manna-Vitneja kritērijs; $U=100$; $P<0,002$). Tiesa, Baltijas jūras piekrastē bieži sastopama arī otra suga - smilšu tārņš (4. attēls), kurš apdzīvo līdzīgus biotopus. Apkopojot datus par abām tārņu sugām kopā, atšķirība starp vidējiem ligzdošanas blīvumiem bija mazāka: Baltijas jūras piekrastē 0,44 p/km, Rīgas jūras līča piekrastē 0,75 p/km; taču arī šī atšķirība ir statistiski būtiska ($U=86$; $P<0,05$). Līdzīgi arī baltajai cielavai konstatēts statistiski būtiski lielāks ligzdošanas blīvums Rīgas jūras līča piekrastē salīdzinājumā ar Baltijas jūras piekrasti (attiecīgi 1,44 un 0,50 p/km; $U=126$; $P<0,002$).



4. ATTĒLS. Ligzdošanas blīvumi 4 jūras piekrastē ligzdojošām sugām.



5. ATTĒLS. Ligzdošanas koloniju izplatība 3 zīriņu sugām jūras piekrastē. Iekļauti 1989.g. uzskaišu dati par Baltijas jūras piekrasti un 1994. g. uzskaišu dati par Rīgas jūras līci.

4. TABULA. Ligzdošanas blīvuma atkarība no ēku blīvuma 300 m piekrastes joslā un no jūrā ietekošo upišu blīvuma upes tārtiņam, baltajai cielavai un dzeltenajai stērstei (n=23). Tabulā redzami korelācijas koeficienti. Upes tārtiņa, ēku un upju blīvumam veikta logaritmiskā transformācija; baltās cielavas un dzeltenās stērstes blīvumam veikta kvadrātsaknes transformācija. Statistiski būtiskas atšķirības norādītas ar zvaigznītēm: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$.

	Upes tārtiņš	Baltā cielava	Dzeltenā stērste
Ēkas ¹	- 0,48 *	0,11	- 0,15
Upes ²	0,51 *	0,70 **	0,35

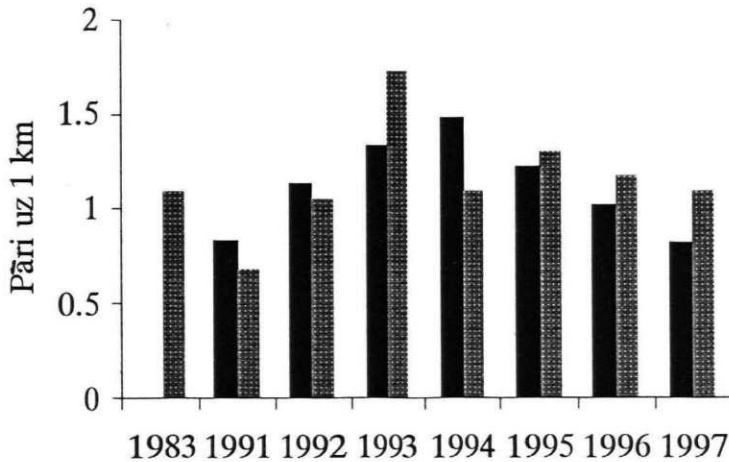
¹ Ēku skaits piekrastes 300 m piejūras sauszemes joslā noteikts izmantojot 1:10 000 mēroga piekrastes aizsargjoslas kartes (LR Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija).

² Upju skaits Rīgas līča piekrastē tika reģistrēts, veicot ligzdojošo putnu uzskaites, bet Baltijas jūras piekrastē – izmantojot 1:10 000 mēroga topogrāfiskās kartes.

Ligzdojošo putnu skaita izmaiņas

Skaita izmaiņas pētītas upes tārtiņam, jūrmalas dižpīlei un zīriņu sugām. Laika posmā no 1991. un 1997. gadam upes tārtiņa ligzdošanas blīvums gan Rīgas jūras līča rietumu piekrastes

posmā Engure-Mērsrags, gan austrumu piekrastes posmā Vitrupe-Ainaži ievērojami mainījās (6. attēls). Sākot no 1991. gada ligzdošanas sezonas, perējošo pāru skaits pieauga un sasniedza maksimumu 1993. vai 1994. gadā, bet pēc tam atkal samazinājās. Posmā Engure-Mērsrags upes tārtiņa uzskaites veiktas arī 1983. gadā, kad ligzdošanas blīvums bija vidējs attiecībā pret svārstībām 1991.-1997. g.



6. ATTĒLS. Upes tārtiņa ligzdošanas blīvums piekrastes posmos Engure-Mērsrags (pelēkie stabiņi) un Vitrupe-Ainaži (melnie stabiņi).

Jūrmalas dižpīļu skaits un ligzdošanas sekmes pa gadiem svārstījās plašās robežās (5. tabula, 7. attēls). Jūrmalas dižpīles ligzdojošo pāru skaitam un izplatībai Kurzemes piekrastē pēdējos 15 gados ir tendence samazināties. Astoņdesmito gadu sākumā šī suga bija izplatīta no Engures līdz vietai dažus kilometrus ziemeļos no Rojas, turklāt daži pāri konstatēti posmā Mazirbe-Pitrags (E. Pēterhofa dati). 1994. gadā visa ligzdotāju populācija konstatēta tikai posmā Engure-Mērsrags. Ja 1983. gadā šeit novēroti 63% no Rīgas jūras līča rietumu piekrastē uzskaitītajiem īpatņiem, tad 1994. gadā - 100%. Laika posmā no 1993.-1997. g. ir bijuši gadi, kad ligzdojošo īpatņu skaits posmā Engure-Mērsrags bija gandrīz divas reizes lielāks nekā 1983. gadā (5. tabula). Tiesa, 1996. gadā jūrmalas dižpīles pāris ar mazuļiem tika novērots Irbes grīvā, Baltijas jūras piekrastē. Iespējams, ka Kurzemes piekrastē atsevišķi pāri ārpus posma Engure-Mērsrags neregulāri ligzdo arī vēl citur.

Tajā pašā laikā pieaudzis jūrmalas dižpīļu skaits Rīgas jūras līča austrumu piekrastē: no 10-20 pāriem 80. gadu vidū (J. Lipsberga un Latvijas Ligzdojošo putnu atlanta papildziņu dati) līdz vairāk kā 30 pāriem 1993. gadā, turklāt šeit novērota izplatības paplašināšanās dienvidu virzienā. Tiesa, 1996. un 1997. gadā uzskaitīto pāru skaits bija atkal samazinājies (5. tabula).

5. TABULA. **Pieaugušo putnu un izvesto mazuļu skaits jūrmalas dižpīlei.** Pieaugušo putnu skaitā iekļauti arī neligzdotāji un vientuļie putni. Apzīmējumi: Adl - pieaugušie putni; Pull - mazuļi.

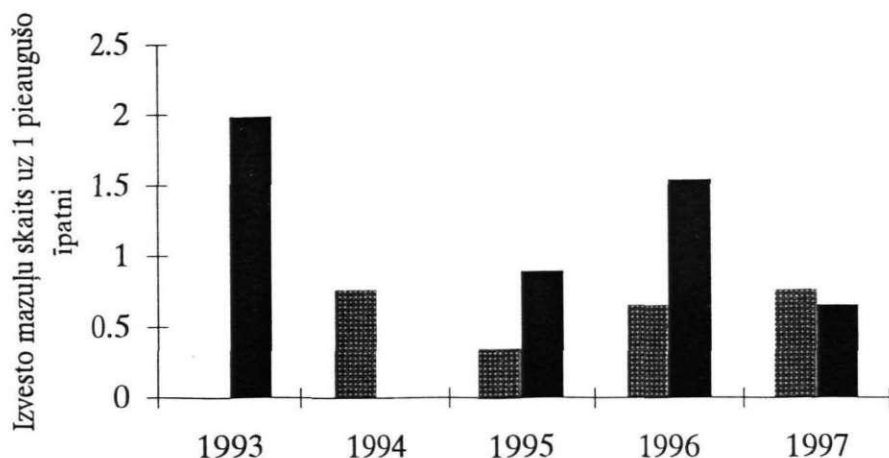
Posms		1983	1993	1994	1995	1996	1997
Engure-Mērsrags	Adl	46	?	51	95	103	75
	Pull	?	77	39	33	67	57
Vitrupe-Ainaži	Adl	20-40	67	57	45	35	34
	Pull	?	133	?	40	54	22

Upes zīriņa, jūras zīriņa un mazā zīriņa skaita dinamika Ziemeļvidzemes piekrastē atspoguļota 6. tabulā. Lielā mērā skaitu un ligzdošanas sekmes noteica ūdens līmeņa svārstības. Ja ligzdošanas periodā Rīgas jūras līcī dominējošie vēji bija tādi, kas uzturēja augstu ūdens līmeni, liela daļa sērīšu atradās zem ūdens un ligzdošana nebija iespējama. Posmā Vitrupe-Ainaži jūras zīriņu kolonijas galvenokārt atradās uz viļņu saskalotām smilšu sērēm, apmēram 30-50 metrus no krasta. Šīm sērēm vienmēr bija ļoti īslaicīgs raksturs - tās periodiski pazuda un pēc gadiem veidojās no jauna. Rožupes grīvas rajonā šādas sēres ligzdošanai bija pieejamas 1992., 1993., 1995 un 1997. gadā, un tas pozitīvi atspoguļojās jūras zīriņu skaita dinamikā (6. tabula).

6. TABULA. **Skaita dinamika 3 zīriņu sugām piekrastes posmā Ainaži - Vitrupe.** Iekavās koloniju skaits. Arī atsevišķi ligzdojošie pāri skaitīti kā atsevišķa 'kolonija'.

Suga	1979*	1980*	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Upes zīriņš	42-48 (2)	>21 ?	23 (2)	25 (3)	24 (2)	16 (2)	7 (2)	6 (2)
Jūras zīriņš	>2-3 (1)	>6-7 (1)	20 (2)	14 (2)	9 (3)	19 (3)	0	12 (1)
Mazais zīriņš	>9	>21-22 (2)	7 (2)	7 (2)	5 (1)	10 (1)	3 (1)	5 (1)

* tikai posms Ainaži - Salacgrīva



7. ATTĒLS. Jūrmalas dižpīļu ligzdošanas sekmes. Pelēkie stabiņi - posms Engure-Mērsrags, melnie stabiņi - posms Vitrupe-Ainaži. Trūkst datu par ligzdošanas sekmēm posmā Engure-Mērsrags 1993. gadā un posmā Vitrupe-Ainaži 1994. gadā.

DISKUSIJA

Šis pētījums parādīja, ka to faktoru vidū, kas nosaka liedagā un kāpu joslā ligzdojošo sugu blīvuma atšķirības dažādos jūras piekrastes posmos (4. attēls), ir cilvēka darbība un piekrastes ģeomorfoloģiskās īpatnības.

Upes tārtiņu un balto cielavu saistību ar jūrā ietekošajām upītēm un strautiem (4. tabula) var izskaidrot ar to, ka upīšu ieteku rajonos barības daudzums var būt īpaši liels un daudzveidīgs, jo straume no iekšzemes atnes papildus barības objektus. Baltijas jūras piekrastē liedaga šaurākajos iecirkņos, kur krastā barošanās apstākļi bija trūcīgi, saistība 'upītes grīva - tārtiņu pāris' bija visizteiktākā. Posmos, kur jūrā ietekošo upīšu skaits bija ļoti mazs vai pat tādu nebija, putniem bija pieejama tikai tā barība, kas raksturīga piekrastei. Šādā gadījumā ligzdošanas blīvumu vairāk ietekmēja citas posma īpatnības: akmeņu klātbūtne, ličainība un liedaga apaugums. Kā piemēru var minēt divu posmu salīdzinājumu, kuriem kopīga pazīme ir jūrā ietekošo upīšu trūkums, jo ūdens notece vērsta iekšzemes virzienā (7. tabula). Kā redzams, putnu ligzdošanas blīvums bija ievērojami lielāks Rīgas jūras līča piekrastes posmā, kur bija labvēlīgāki apstākļi tam, lai liedags būtu bagāts ar putniem pieejamajiem barības objektiem.

Visus liedagā ligzdojošos putnus nelabvēlīgi ietekmēja cilvēku klātbūtne ligzdošanas laikā. Tas konstatēts arī līdzīgos pētījumos Itālijā (Biondi *et al.* 1992, 1995). Zīriņi turklāt ir koloniāli ligzdotāji, tāpēc no traucējumiem bieži cieta ne tikai atsevišķas ligzdas, bet veselas

kolonijas kopā ar satelītsugu - tārtiņu un jūrasžagatu - ligzdām. Tā, piemēram, bieža makšķernieku un ūdenstūristu izkāpšana uz saliņām Lielupes grīvā 1992. gadā izraisīja ap 100 pāru lielas jauktas zīriņu kolonijas bojāeju. Tiesa, atpūtnieki ligzdas parasti neiznīcināja tieši, bet, to ilgstošas klātbūtnes dēļ, pieaugušie putni uz ilgu laiku bija spiesti pamest ligzdas vai mazulus, un tie kļuva par vieglu upuri vārnām *Corvus corone* un citiem olēdājiem. Lai gan speciālas uzskaites nav veiktas, esmu novērojis tendenci, ka gandrīz visu piekrastes zonā ligzdojošo putnu ligzdošanas sekmes ir augstākas gados, kad ligzdošanas laikā - maijā, jūnijā - dominē apmākušās un lietainas dienas, zema gaisa temperatūra, jo šādos apstākļos atpūtnieku skaits piekrastē ir mazāks.

7. TABULA. Divu piekrastes posmu salīdzinājums.

Posms	Raksturojums	Upes tārtiņa blīvums (p/km)	Baltās cielavas blīvums (p/km)	5 m izobates vid. attālums no krasta (km)
Bernāti-Nida	Relatīvi taisna krasta līnija, smilšains liedags	0,11	0,56	0,61
Engure-Mērsrags	Līcaina krasta līnija, vietām ļoti akmeņains liedags ar attīstītu krasta veģetāciju	0,92	1,34	0,97

Atklātās vietās ūdeņu tuvumā ligzdojošos putnus, piemēram, zīriņu koloniju eksistenci, var nelabvēlīgi ietekmēt arī laika apstākļi. Lielu vilņi vai spēcīgas lietusgāzes var izraisīt ligzdu pamešanu vai noskalošanu, taču šim faktoram, acīmredzot, ir lielāka ietekme uz ligzdošanas sekmēm, nevis uz putnu skaitu, kas uzsāk ligzdošanu.

Upes tārtiņam 7 gadu periodā novērotas diezgan ievērojamas ligzdošanas blīvuma svārstības (6. attēls). Sākot no 1991. gada ligzdošanas sezonas, perējošo pāru skaits pieauga un sasniedza maksimumu 1993. vai 1994. gadā; bet pēc tam atkal samazinājās. Iespējams, ka šis 7 gadu periods atspoguļo tikai kādu fragmentu no periodiskām skaita svārstībām, kuru cikls ir lielāks par 7 gadiem. Otru iespējamo izskaidrojumu var saistīt ar to, ka, vismaz Kurzemes piekrastē ligzdošanas blīvums sāka samazināties pēc pēdējās spēcīgās vētras 1993. gadā (6. attēls). Tās iespaidā varēja samazināties potenciālā ligzdošanas biotopa platība, līdz ar to izraisot ligzdojošo pāru skaita samazināšanos.

Interesanti, ka upes tārtiņa ligzdošanas blīvuma tendences neatspoguļo diezgan būtiskās izmaiņas abu uzskaišu posmu liedagos (6. tabula). Ja antropogēnā slodze palielinājusies samērā nedaudz, tad pēdējo 7 gadu laikā liedagu apaugums ar pastāvīgu veģetāciju, pēc maniem vērtējumiem, divkārtšojies. Saskaņā ar G. Eberharda datiem, šo procesu lielā mērā veicināja uzskalojumi - bāri - piekrastes ūdeņu joslā. Tie vētru laikā neļauj viļņiem efektīvi iedarboties uz krastiem un noskalot veģetāciju. Turklāt, kopš 1993. gada rudens nav bijis spēcīgu vētru. Acīmredzot, palielinoties eitrofikācijai, liedaga apaugšanai ar veģetāciju un barības ieguves iespējām, upes tārtiņa ligzdošanas blīvums varētu nedaudz pieaugt, taču līdz zināmai robežai, jo, paralēli tam, samazināsies sugas ligzdošanas biotopa platība, kas, savukārt, var izraisīt skaita samazināšanos. Turpretim, būtiska skaita samazināšanās varētu nedraudēt baltajai cielvai un tai līdzīgām sugām, kas izmanto liedagu tikai kā barošanās biotopu. Diemžēl Latvijas piekrastē pludmale caurmērā ir pārāk šaura, lai, pārvēršoties par pļavu, tā kļūtu par pļavu putnu ligzdošanas vietu.

Liedaga bagātināšanās ar barības vielām daudzās vietās sekmē pastāvīgas veģetācijas attīstību un samazina liedagā ligzdojošo putnu potenciālo biotopu platību, taču, no otras puses, daudzām sugām rada bagātāku barības bāzi. Ar to varētu izskaidrot lielākus upes tārtiņa un baltās cielavas ligzdošanas blīvumus Rīgas jūras līča piekrastē, salīdzinājumā ar Baltijas jūras piekrasti (4. attēls), kur viļņu iedarbība uz liedagiem ir spēcīgāka, traucējot barības akumulāciju krastā. Sanešu un barības vielu uzkrāšanos piekrastē veicina arī tās akmeņainība un līcainība, tāpēc nav pārsteigums, ka upes tārtiņa vidējais ligzdošanas blīvums akmeņainajos posmos bija augstāks nekā smilšainos. Ziemeļamerikā tārtiņam *Charadrius melodus* novērota lielāka mazuļu izdzīvotība okeāna līčos, nekā lineārā krastā (Loefering, Fraser 1995).

Šajā pētījumā konstatēta ligzdojošo zīriņu sugu skaita izteikta nepastāvība (6. tabula). Tas, visdrīzāk, saistāms ar kolonijām piemērotu vietu periodisku izzušanu, smiltājam pārklājoties ar veģetāciju, pazušānu viļņu darbības rezultātā, un jaunu vietu veidošanos. Dažkārt jaunu uzskalojumu un sēru rašanās bieži nespēja kompensēt esošo pazušānu, tāpēc periodiski novērota skaita samazināšanās. Pļavās ar ļoti īsu veģetāciju paretam perēja tikai upes zīriņš, atsevišķos gadījumos (Daugavgrīva) arī jūras zīriņš. Taču tas, acīmredzot, uzskatāms par izņēmumu, kad apkārtnē nebija pieejami ligzdošanai piemēroti smiltāji. Tādējādi var pieņemt, ka Latvijas apstākļos zīriņu skaitu ietekmēja galvenokārt ligzdvieta pieejamība. Pēc literatūras datiem zināms, ka zīriņi barojas gandrīz tikai ar zivīm, medījot jūras piekrastes ūdeņos, bieži vien ļoti tālu no kolonijām (Cramp, Brooks 1985). Tāpēc barība kā faktors, kas ietekmē ligzdojošo pāru skaitu, acīmredzot, nav būtisks. Arī pētījumi Itālijā parādīja, ka zīriņiem barības

pieejamība neietekmē ligzdvietas izvēli. Zināmā mērā to ietekmēja vēlēšanās vai izvairīšanās ligzdot kopā ar kādu citu zīriņu vai kaiju sugu (Fasola, Canova 1991). Šajā pētījumā 35% no Ziemeļvidzemē atrastajām zīriņu kolonijām bija jauktas (2 vai 3 sugas kopā). Tāpēc varētu uzskatīt, ka Latvijā ligzdojošās sugas – upes zīriņš, jūras zīriņš un mazais zīriņš - īpaši nevairās ligzdot kopā. Arī agrākajos pētījumos Latvijā konstatēts, ka vairums zīriņu koloniju bija jauktas (Vīksne, Janaus 1989). Šis pētījums parādīja, ka zīriņu koloniju lielums bija salīdzinoši neliels un pat atsevišķu vai dažu pāru ligzdošana ārpus lielām kolonijām bija diezgan parasta parādība (5. attēls, 5. tabula). Pētījumos Somijā konstatēts, ka atsevišķi ligzdojošie pāri var aizstāvēt olas un mazuļus no plēsējiem tikpat labi kā koloniālie: galvenais faktors, kas abos gadījumos negatīvi ietekmē ligzdošanas sekmes, ir koku un citu vertikālo elementu tuvums (Lemmetynen 1971). Tādējādi iespējams, ka zīriņu pāru dispersiju Latvijā ietekmēja galvenokārt tādu vietu un apstākļu trūkums, kur varētu ligzdot lielas kolonijas.

Zīriņu skaita svārstības var izskaidrot arī ar to, ka tie var bieži mainīt ligzdošanas vietu, tāpēc atsevišķu koloniju pieaugums var notikt uz citu izzušanas rēķina (Hilden 1987; Howes, Montevecchi 1993). Līdzīgi kā šajā pētījumā, arī citur secināts, ka zīriņu ligzdošanas sekmes atkarīgas no ļoti daudzu faktoru mijiedarbības, īpaši no ūdens līmeņa un vēja, un nekad nav pastāvīgas (Storey 1987; Bunin, Boates 1994). Tāpēc, novērojot atsevišķu koloniju vai reģionu zīriņu skaita dinamiku, grūti spriest par kopējām tendencēm. Latvijas Gredzenošanas centra dati par piekrastes zīriņu populācijām rāda gan, ka apgredzenotie mazuļi vai pieaugušie putni cenšas nākamajos gados atgriezties tajā pašā vietā (jūras zīriņš 2 gadījumi: Vecdaugava un Daugavgrīva; upes zīriņš 3 gadījumi: Daugavgrīva, Lielupes grīva un Vecdaugava) gan arī, ka notiek ligzdošanas vietu maiņa: piemēram, Daugavgrīva un Lielupes grīva (upes zīriņš), Lielupes grīva un Vācija (mazais zīriņš), 2 gadījumi Mazais Baltezers un Vecdaugava (upes zīriņš), Engures ezers un Lielupes grīva (upes zīriņš). Tāpēc, lai gan kopsummā atsevišķās vietās novērota ligzdojošo pāru skaita samazināšanās, vai pat kolonijas bojāeja, nav pamata droši apgalvot, ka zīriņu skaits būtiski samazinājies.

KOPSAVILKUMS: Putnu skaits un izplatība liedagā un primāro kāpu joslā

Pētītas sugas, kurām liedagi un primāro kāpu josla ir nozīmīgas ligzdošanas vietas vai arī svarīgi barošanās biotopi ligzdošanas laikā: upes tārtiņš, smilšu tārtiņš *Charadrius hiaticula*, stepes čipste *Anthus campestris*, baltā cielava *Motacilla alba*, jūrmalas dižpīle *Tadorna tadorna*, upes zīriņš *Sterna hirundo*, jūras zīriņš *Sterna paradisaea* un mazais zīriņš *Sterna*

albifrons. Putnu izplatība noskaidrota, balstoties uz 1989. gada uzskaiti Baltijas jūras piekrastē (kuru veikuši M. Strazds un A. Strazds) un 1994. gada uzskaiti Rīgas jūras līča piekrastē (kuru veica autors). Latvijas piekraste sadalīta 23 posmos. Katram no šiem posmiem aprēķināts ligzdošanas blīvums un iegūti dati par cilvēka darbību un ģeomorfoloģiskajām īpatnībām. Skaita izmaiņas laikā konstatētas, no 1991. līdz 1997. gadam veicot gadskārtējas uzskaites 2 piekrastes posmos.

Dažādu putnu sugu ligzdošanas blīvums dažādās Latvijas piekrastes daļās atšķirās. Konstatēta negatīva korelācija starp ēku blīvumu jūrai pieguļošajā 300 m sauszemes joslā un liedagā ligzdojošā upes tārtiņa ligzdošanas blīvumu ($P < 0,05$). Turpretim sugām, kas liedagā neligzdo, bet tikai barojas (baltā cielava, dzeltenā stērste), šāda sakarība netika konstatēta. Lielāks upes tārtiņa blīvums konstatēts Latvijas jūras piekrastes akmeņainajā daļā ($P < 0,002$). Konstatēta pozitīva korelācija starp jūrā ietekošo upju blīvumu un upes tārtiņa ($P < 0,01$) un baltās cielavas ($P < 0,01$) ligzdošanas blīvumiem. Jūrmalas dižpīle konstatēta piekrastes posmos, kas izceļas ar platu piekrastes seklo ūdeņu joslu. Rīgas jūras līča piekrastē, salīdzinājumā ar Baltijas jūras piekrasti, bija lielāki ligzdošanas blīvumi upes tārtiņam ($P < 0,002$) un baltajai cielavai ($P < 0,002$). Tas izskaidrojams ar to, ka Rīgas jūras līcī viļņu iedarbība uz liedagiem ir vājāka un daudzviet liedags klāts ar veģetāciju. Šādi apstākļi ļauj uzkrāties putnu barībai. Zīriņu kolonijas atradās galvenokārt liedaga platākajās vietās lielāko upju grīvu rajonos, pie moliem, retāk - zemesragos. Upes tārtiņam, jūrmalas dižpīlei un zīriņiem septiņu gadu periodā novērotas ievērojamas skaita svārstības, bez izteiktas kopējās tendences. Šīs svārstības visdrīzāk izskaidrojamas ar pludmales mainīgo dabu, kas nosaka ligzdošanai nepieciešamo resursu (piemēram, ligzdvietu) atšķirīgu pieejamību dažādās ligzdošanas sezonās.

PATEICĪBAS

Autors izsaka pateicību J. Kazubiernim par atļauju izmantot Latvijas Gredzenošanas centra datus, docentam M. Šternbergam par konsultācijām piekrastes entomofaunas jautājumos, M. Strazdam, A. Strazdam, E. Pēterhofam, Ģ. Strazdiņam un V. Rozem par atļauju izmantot viņu npublicētos materiālus. Pateicos arī A. Auniņam par piedalīšanos dažādās ekspedīcijās 1989.-1995. g.

2. nodaļa

Upes tārtiņa *Charadrius dubius* ligzdošanas teritorijas un ligzdvietas izvēli ietekmējošie faktori

IEVADS

Iepriekšējā nodaļā atspoguļoti pētījumi par liedagos un primāro kāpu joslā ligzdojošo putnu sastopamības un blīvuma atkarību no dažādiem faktoriem. Šī pētījuma mērķis bija noskaidrot faktoros, kas ietekmē ligzdošanas teritorijas un ligzdvietas izvēli.

Biotopa apguve putniem aplūkojama kā izvēļu sērija: vispārēja biotopa izvēle, ligzdošanas teritorijas izvēle un ligzdvietas izvēle (Gochfeld 1977). Biotopa un teritorijas izvēle pamatojas uz ģenētiski determinētu vai 'iemācītu' priekšstatu, kas ietver dažādus biotopa struktūras aspektus, veģetāciju, barības resursus, malas efektu, mikroklimatu un citas putnu sugas. Savukārt tas, vai putni patiešām izvēlas šādu optimālu biotopu, ir atkarīgs no daudziem vides faktoriem, kuri var izjaukt vai modificēt mantoto priekšstatu par piemēroto biotopu (Wiens 1989).

Par pētījumu objektu tika izvēlēts upes tārtiņš *Charadrius dubius*, kas ir vienīgā Rīgas jūras līča piekrastē regulāri sastopamā suga, kas ligzdo liedagā (4. attēls, 1. nodaļa). Upes tārtiņš Rīgas jūras līča piekrastē apdzīvo relatīvi vienkāršu biotopu – liedagu, kur veģetāciju un citas sugas, kā iespējamās teritoriju izvēli ietekmējošus faktoros, var atņemt. Tāpēc ligzdošanas teritoriju izvēle tika analizēta atkarībā no barības pieejamības un ligzdošanas biotopa fizikālajiem parametriem.

Ligzdvietas izvēle, pirmkārt, izpaužas, kā tādu fizikālu parametru izvēle, kas nodrošina ligzdas, olu un mazuļu aizsardzību pret appludināšanu, karstumu un plēsējiem (Burger 1985). Novērots, ka daudzas klajās vietās ligzdojošas putnu sugas izvairās ligzdot koku un citu potenciālu olēdāju putnu nomešanās vietu tuvumā (von Haartman 1980; Galbraith 1989; Stroud *et al.* 1990; Berg 1992; Berg *et al.* 1992; Vermeer *et al.* 1992; Berg 1996). Citas sugas, lai aizsargātu ligzdas no plēsējiem, lietus un saules radiācijas, apslēpj tās biežā veģetācijā

(Walsberg 1985; Galbraith 1989; Norment 1993; Flodin *et al.* 1995). Vēl citām sugām ir atklātas, bet grūti pamanāmas ligzdas, pateicoties maskējošai olu krāsai, ligzdas materiālam vai neuzkrītošam perējošā putna apspalvojumam (Dann 1991; Lauro, Nol 1995; Solis, Delope 1995). Dažkārt plēsonības ietekmē sugas, kurām parasti raksturīgas atklātas ligzdas, maina savu uzvedību, izvēloties labāk apslēptas vietas (Flemming *et al.* 1992; Pennington 1992). Ligzdu postījumu apjomi bieži ir atkarīgi no ligzdvietau izvēles (Cody 1985). Dažām bridējputnu sugām ir raksturīgas ligzdvietau izvēles adaptācijas arī atkarībā no jūras līmeņa (Hilden, Vuolanto 1972), jo ligzdas, kas atrodas tuvāk ūdenim, biežāk tiek noskalotas (Vermeer *et al.* 1992; Espie *et al.* 1996).

Latvijas piekrastē upes tārtiņa ligzdošanas biotops ir šaura liedaga strēle starp jūru un, visbiežāk, mežmalu. Šāds biotops deva iespēju analizēt jūras un vertikālo elementu (koku, stabu, ēku) tuvuma ietekmi uz upes tārtiņa ligzdvietau izvēli.

MATERIĀLS UN METODIKA

Pētījumu rajoni un veiktās uzskaites

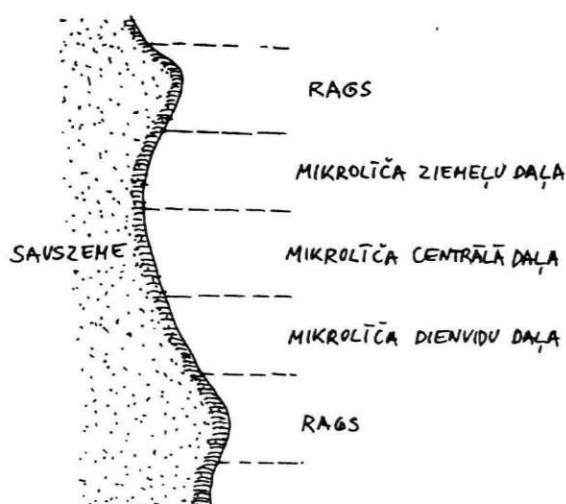
Dati tika vākti divos Rīgas jūras līča piekrastes posmos: Engure-Mērsrags (23,9 km) un Vitrupe-Ainaži (25,7 km; 1. attēls). Abiem posmiem ir līdzīgs pludmales biotopu īpatsvars: dominē smilšaini liedagi, oļiem klātas platības sastopamas neregulāri. Ar veģetāciju klāts liedags sastopams 10 -20% no posmu garuma. Izvēlēto posmu lielākajā daļā pamatkāpu sedz priežu mežs. Abi liedaga posmi būtiski atšķiras pēc jūrā ietekošo upīšu un strautu klātbūtnes: to ir daudz austrumu piekrastes posmā, bet rietumu piekrastē to nav, jo ūdens notece vērsta uz Engures ezeru.

Dati tika iegūti 1995., 1996. un 1997. g. ligzdošanas sezonās. Ligzdas un teritorijas tika reģistrētas, veicot atkārtotus maršrūtus visā izvēlēto liedaga posmu garumā ar 10 dienu vidējo intervālu. Pirmās uzskaites tika veiktas periodā no 10. līdz 15. majam. Šis periods atbilst laikam, kad lielākā daļa pāru aizņem teritorijas, kaut arī retos gadījumos ligzdās var būt jau svaigas olas. Katru gadu, atkarībā no sezonas garuma, veiktas 5 vai 6 uzskaites.

Teritoriju kartēšana

Lai izvairītos no nejaušiem putnu novērojumiem, ligzdošanas teritorija tika reģistrēta, ja pāris ar ligzdošanas uzvedību (riests, uztraukuma saucieni, atgriešanās teritorijā pēc izbaidīšanas) tika konstatēts vienā vietā divās uzskaitēs pēc kārtas. Teritorijas tika kartētas uz 1:25000 mēroga kartēm, kur iezīmētais punkts atbilda iespējamajam teritorijas centram, kurš tika noteikts, pamatojoties uz konkrētā pāra novērojumiem 2 vai vairākās uzskaitēs.

Ir novērots, ka dažādas ūdensputnu sugas mēdz konsekventi ligzdot vietās ar noteiktu ekspozīciju pret jūru, viļņiem un vēju (von Haartman 1980; Spear, Anderson 1989). Tāpēc tika pētīts upes tārtiņa teritoriju izvietojums gar krasta līniju, nosakot to atrašanos mikroličos. Izvēlēto posmu krasta līnijas ir izlocītas un dažāda lieluma mikroliči ir viegli izdalāmi. Šajā pētījumā ligzdas tika kartētas mikroličos ar 0,5-4 km garu krasta līniju, kas vislabāk ļāva analizēt teritoriju sadalījumu, jo upes tārtiņa teritoriju vidējais garums bija 50 m.



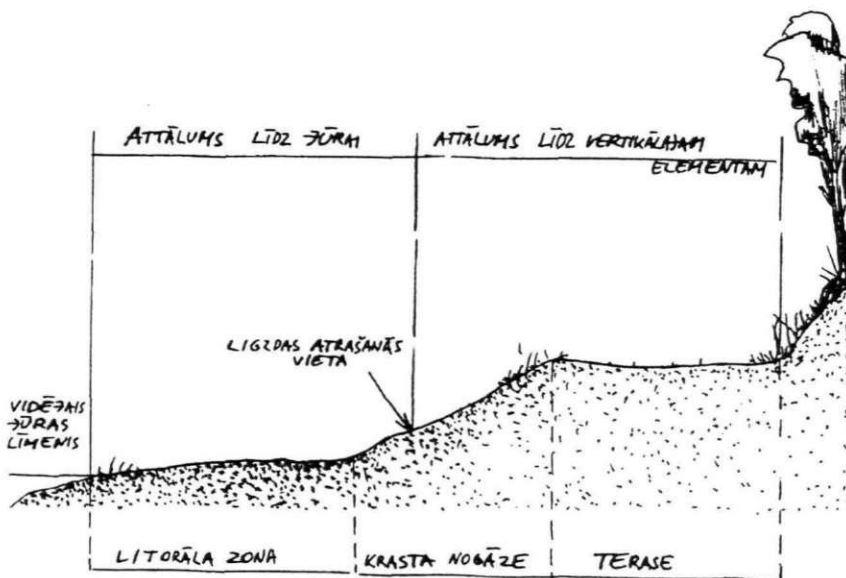
8. ATTĒLS. **Teritoriju novietojuma kategorijas mikroličos.** Shematisks piemērs: Rīgas jūras līča rietumu piekraste.

Tika nodalītas četras teritoriju novietojuma kategorijas: rags, mikroliča ziemeļu daļa, mikroliča centrālā daļa un mikroliča dienvidu daļa (8. attēls). Katrs mikroličis tika sadalīts vienādās daļās pēc krasta līnijas garuma un robežas tika atzīmētas dabā. Ja upes tārtiņa teritorija atradās uz divu mikroliča daļu robežas, tā tika pieskaitīta tai mikroliča daļai, kurā tika atrasta ligzda, tukšas ligzdu bedrītes, vai arī pieaugušie putni tika novēroti visbiežāk. Taču šādu gadījumu skaits bija neliels – mazāk kā 10 % no kopskaita. Pavisam 1995. –1997. g. pētījumu rajonos tika reģistrētas 152 teritorijas. 1997. gadā Rīgas jūras līča rietumu piekrastē 20 upes

tārtna teritorijās un 20 nejauši izvēlētās vietās, kas nebija upes tārtna teritorijas, tika izmērīts liedaga platums.

Ligzdu atrašanās vietas noteikšana

Ligzdas tika meklētas, sistemātiski pārstaigājot visas potenciālās ligzdvietas teritorijā, vai arī izsekojot pieaugušos putnus, kas atgriezās ligzdās pēc traucējuma. Ligzdvietas izvēle tika analizēta atkarībā no tās novietojuma attiecībā pret jūru un krasta vertikālajiem elementiem, mērot attālumus no ligzdas līdz ūdens malai un no ligzdas līdz tuvākajam vertikālajam elementam iekšzemes virzienā (9. attēls). Krasta ainavai raksturīgie vertikālie elementi bija mežmala, atsevišķi koki, stabi, ēkas un stāvi abrāzijas krasti. Attālums tika mērīts ar soļiem, to veicot vienai un tai pašai personai. Soļu skaits vēlāk tika reizināts ar eksperimentāli noteiktu koeficientu, lai iegūtu attālumu metros. Ja nākošajā uzskaitē attālums no ligzdas līdz ūdenim bija atšķirīgs, iepriekš iegūtais rādītājs tika koriģēts, tādējādi iegūstot attālumu līdz iespējamajai vidējai jūras līmeņa atzīmei. Gadījumos, ja attālums no ligzdas līdz koka stumbram un lapotnei atšķīrās, tika izmantots attālums līdz lapotnei. Attālumu, no ligzdas līdz jūrai un no ligzdas līdz vertikālajam elementam, summa praktiski atbilda pludmales platumam..



9. ATTĒLS. Ligzdas novietojuma kategorijas un veiktie mērījumi.

Ņemot vērā atšķirīgo krasta nogāzes stāvumu, attālums no ligzdas līdz ūdenim ne vienmēr atspoguļo patieso ligzdu appludināšanas risku. Tādējādi ligzdu atrašanās vietas tika klasificētas 3 krasta vertikālā profila kategorijās: litorāla zonā, krasta nogāzē, un terasē (9.

attēls). Šis attēls parāda pētījumu vietās visvairāk izplatīto krasta tipu. Terminoloģija veidota saskaņā ar Tūrmenu (Thurman 1988), kur litorāla zonas angļu valodā bija *foreshore*, bet *backshore* sastāv no krasta nogāzes un terases. Daudzviet pētītajos piekrastes posmos, kur pludmale bija šaura, priekškāpa bija vāji izteikta un ne vienmēr nodalāma dabā. Pacēlumu starp krasta nogāzi un terasi par priekškāpu varēja nosaukt tikai atsevišķās vietās.

Upes tārtiņa ligzdās 1995. un 1996. gadā tika vākti ligzdošanas bioloģijas dati. Nolūkā iegūt olu tilpuma indeksu pēc formulas $\text{platums}^2 \times \text{garums} / 1000$ (Miller 1979; Byrkjedal, Kalas 1985; Duncan 1987), tika mērīts olu platums un garums. Olas mērītas ar bīdmēru, noapaļojot rezultātu līdz tuvākajam 0,1 mm. Katrā ligzdu kontrolē noteikta olu aizperētības pakāpe pēc ūdens testa metodes (Blūms 1989).

Dēšanas sākums ligzdās tika noteikts pēc olu aizperētības pakāpes: katrai aizperētības pakāpei noteikts vidējais dienu skaits kopš perēšanas sākuma. Šie dati iegūti, pamatojoties uz perēšanas hronoloģiju 20 vispilnīgāk novērotajās ligzdās. Katrai aizperētības stadijai atbilstošajam dienu skaitam tika pievienota 1 diena par katru olu ligzdā, pieņemot, ka olu dēšanas intervāls ir aptuveni 24 stundas.

Nemot vērā to, ka ligzdas tika atrastas un sāktas novērot dažādās olu aizperētības stadijās, ligzdošanas sekmes novērtētas pēc Meifilda metodes (Mayfield 1961, 1975). Tā novērs tradicionālās metodes - sekmīgo vai nesekmīgo ligzdu procentuālās izteiksmes - kļūdu, kas neizbēgami rodas, ja vien aprēķinos nav iekļautas tikai ligzdas, kas novērotas no olu dēšanas līdz gala iznākumam. Iekļaujot jebkādu ligzdu novērojumus, jāņem vērā, ka ligzdām, kuras atrastas vēlīnās perēšanas stadijās, ir lielākas izredzes tikt uzskatītām par sekmīgām, nekā tām kuras atrastas un novērotas jau kopš dēšanas laika. Tāpēc sekmības rādītāji, kas aprēķināti pēc tradicionālās metodes, var būt vairāk vai mazāk pārspīlēti (Snow 1955; Mayfield 1961).

Sekojošā Meifilda shēmai, vispirms tika aprēķināta ikdienas ligzdu bojāejas varbūtība: $q = n/E$, kur n ir nesekmīgo ligzdu skaits, E - kopējais dienu skaits (eksponēcija), kad visas pētījumā iesaistītās ligzdas tikušas novērotas. Ikdienas izdzīvošanas varbūtība p atbilstoši ir $p = 1 - q$. Ligzdas izdzīvošanas varbūtība S aprēķināta sekojoši: $S = p^l$, kur l ir ligzdas dzīves ilgums dienās. Upes tārtiņam, saskaņā ar šajā pētījumā iegūtajiem datiem, vidējais olu dēšanas un perēšanas ilgums bija 29 dienas. Ligzdas izdzīvošanas varbūtību var izteikt procentuāli, reizinot ar 100 (apzīmējums $S\%$). Standartklūdas aprēķinātas pēc Džonsona (Johnson 1979).

Dati par vēju 1995. un 1996. g. ligzdošanas sezonās iegūti no Valsts Hidrometeoroloģijas dienesta. Vēju mērījumi veikti Mērsraga (rietumkrasta posms) un Ainažu

(austrumkrasta posms) meteoroloģiskajās stacijās, kas atrodas pētījumu rajonos. Vēja ātrums un virziens tur reģistrēts 4 reizes 24 stundās, t.i. katru sesto stundu.

Barības uzskaites

Viens no pētījuma uzdevumiem bija pārbaudīt, vai upes tārtiņa ligzdošanas teritoriju izvēli ietekmē pieejamās barības daudzums. Bez tam tika pārbaudīta hipotēze par to, ka upes tārtiņa blīvums korelēja ar jūrā ietekošo upišu blīvumu tāpēc, ka barības daudzums upju un strautu grīvu rajonos ir lielāks (skat. 1. nodaļu).

Lai varētu pēc iespējas precīzāk uzzināt upes tārtiņa barības sastāvu ligzdošanas laikā Rīgas jūras līča piekrastes apstākļos, tika veikta fekāliju analīze. Bridējputnu fekālijās labi saglabājas dažādu kukaiņu, zimekļu, vēžveidīgo, polihetu un citu bezmugurkaulnieku cietās ķermeņa daļas (Dann 1987; u.c.). Tiesa, mīkstie barības objekti, piemēram, posmtārpi, šādi nav konstatējami. Fekāliju analīzes metode tiek plaši pielietota visā pasaulē. Tā ir guvusi atzinību tādēļ, ka tā negatīvi neietekmē putnus un ir iespējams iegūt neierobežoti daudz materiāla (Holt, Warrington 1996). Ar šīs metodes palīdzību gan nevar analizēt barības objektu kvantitatīvo sastāvu, kas arī nebija šī pētījuma mērķis. No maija beigām līdz jūnija beigām ievāktas un analizētas 14 fekālijas no 6 putniem. Fekālijas tika ievāktas dažādos laika posmos tāpēc, ka bija prognozējams, ka upes tārtiņa barības objekti bieži mainās, atkarībā no periodiskām dažādu kukaiņu un citu bezmugurkaulnieku savairošanās fāzēm liedagā un blakus esošajos biotopos. Ievāktie paraugi tika analizēti ar binokulāro mikroskopu 16 reizi (2 x 8) palielinājumā. Līdzīgi, kā citos pētījumos (Beintema *et al.* 1990; Johansson, Blomqvist 1996), atrastie objekti pārsvarā tika noteikti līdz dzimtai.

Lai noskaidrotu galvenās upes tārtiņa barošanās vietas, tika veikti vizuāli putnu novērojumi, ar hronometru reģistrējot laiku, cik putni pavada barojoties katrā no mikrobiotopiem. Tika izdalīti 2 mikrobiotopi: mitrā liedaga daļa un sausā liedaga daļa. Kopējais novērojumu laiks bija 7 stundas.

Potenciālo barības objektu uzskaites tika veiktas posmā Bērziems-Mērsrags, kur potenciālie barības objekti tika skaitīti 20 teritorijās un 20 nejauši izvēlētās vietās, kurās upes tārtiņi neligzdoja. Uzskaites 20 upišu un strautu grīvu rajonos un 20 nejauši izvēlētās vietās vismaz 100 m no tuvākās upītes grīvas tika veiktas posmā Zvejniekiems-Dunte, kurā bija liels upišu blīvums. Turpretī posmā Bērziems-Mērsrags ietekošo upišu vispār nebija, tāpēc teritoriju izvēli varēja analizēt, izslēdzot šo faktoru.

Potenciālo barības objektu uzskaitē tika veikta 1 m platā transektā, lēni un vienmērīgi virzoties no jūras kāpu virzienā, perpendikulāri ūdens līnijai. Tika uzskaitīti visi uz zemes redzami objekti, uzmanīgi novērojot zemes virsmu aptuveni no 1 m attāluma. Lai skaidri redzētu transekta robežas, priekšā tika turēts 1m plats koka rāmis. Transekta vieta upju grīvu rajonos, upes tārtiņu teritorijās un nejauši izvēlētās vietās tika izraudzīta pēc nejaušības principa. Uzskaites tika veiktas saulainā laikā, kad vēja ātrums nepārsniedza 5 m/sek. Šāda tiešā uzskaitē ir universāla un izmantojama gandrīz visām vizuāli pamanāmām bezmugurkaulnieku grupām labi pārskatāmos biotopos (Sutherland 1996 a). Ņemot vērā to, ka, saskaņā ar paša novērojumiem, kā arī ar literatūras datiem (Cramp, Simmons 1983), upes tārtiņš pārsvarā ķer kustīgus objektus no zemes virsmas, augsnes virskārtas analīze netika veikta. Diemžēl, nebija iespējams izmantot citkārt bieži pielietotās kukaiņu lamatas (Galbraith 1989; Baines 1990; Beintema *et al.* 1990; Berg 1993; Johansson, Blomqvist 1996), jo pa liedagu staigā daudz neapzinīgu cilvēku, kuriem ir raksturīga tieksme izrādīt nepamatoti lielu interesi par līdz šim nepazīstamiem priekšmetiem. Arī neprognozējamo vēju brāzmu radītie viļņi varēja izpostīt eksperimenta gaitā uzstādītās lamatas.

Līdzīgi kā citos pētījumos (Beintema *et al.* 1990), potenciālie barības objekti tika uzskaitīti 5 izmēru klasēs, kuru sadalījums parādīts 8. tabulā.

8. TABULA. Upes tārtiņa potenciālo barības objektu uzskaitēs reģistrēto īpatņu sadalījums izmēru klasēs.

Nr.	Izmēri (mm)	Raksturīgākie pārstāvji	Uzskaišu precizitāte
1.	>10	<i>Formicidae</i> (galvenokārt mātītes), <i>Dytiscidae</i> , <i>Geotropidae</i> , <i>Carabidae</i> , lielas <i>Gammarus</i> sp.	Katrs īpatnis
2.	6-10	<i>Formicidae</i> , <i>Chrysomelidae</i> , mazas <i>Carabidae</i> , lieli <i>Araneae</i> , mazas <i>Gammarus</i> sp.	Katrs īpatnis
3.	4-6	<i>Chrysomelidae</i> , <i>Coccinellidae</i> , lieli <i>Staphylinidae</i>	Katrs īpatnis
4.	2-4	Mazi <i>Coleoptera</i> , lieli <i>Diptera</i> .	Katrs īpatnis, mušas 10 īp.
5.	1-2	<i>Collembola</i> , mazi <i>Diptera</i> , galvenokārt <i>Ephedridae</i>	10 īp., lielās koncentrācijās 100 īp.

Katrā vietā tika izmērīts transekta garums. Reģistrētais barības objektu skaits tika attiecināts uz 1 transekta metru, tādējādi iegūstot vidējo potenciālo barības objektu skaitu uz 1m². Šis rādītājs turpmāk izmantots datu analīzē un interpretācijā. Uzskaites abos posmos tika

veiktas divas reizes sezonā: 1) no 10. līdz 15. maijam, kas vairumam pāru ir teritoriju izvēles brīdis, 2) no 25. līdz 30. jūnijam, kad vairumam pāru ir izšķīlušies mazuļi.

REZULTĀTI

Teritoriju izplatība gar krasta līniju

Upes tārtiņa teritoriju izplatība tika pētīta atsevišķi gar Rīgas jūras līča rietumu un austrumu krasta līniju (9. tabula). Abos liedaga posmos teritorijas bija nevienmērīgi izplatītas. Tas izpaudās gandrīz visās ligzdošanas sezonās. Rietumu piekrastes posmā vairāk teritoriju tika reģistrētas zemesragos un mikroliču dienvidu daļās. Austrumu piekrastes posmā vairāk teritorijas konstatētas mikroliču centrālajā daļā un ziemeļu daļā.

9. TABULA. **Upes tārtiņa teritoriju sadalījums pa mikroliču daļām.** Statistiski būtiskas atšķirības no teorētiskā vienmērīgā sadalījuma (pēc χ^2 kritērija, d.f. = 3) norādītas ar apzīmējumiem: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$.

Mikroliča daļa	Rietumu piekraste				Austrumu piekraste			
	1995	1996	1997	kopā	1995	1996	1997	kopā
Rags (R)	13	11	6	30	6	2	3	11
Mikroliča ziemeļu daļa (Z)	4	5	2	11	16	12	8	36
Mikroliča centrālā daļa (C)	5	7	7	19	17	14	8	39
Mikroliča dienvidu daļa (D)	19	13	10	42	6	10	2	18
	**	n.s.	n.s.	***	*	*	n.s.	***

Atsevišķi ligzdojoši upes tārtiņa pāri pētījumu vietās bija retums. Parasti šādu pāru teritorijas atradās retāk izvēlētās mikroliču daļās. Biežāk izvēlētās mikroliču daļās parasti bija sastopamas ligzdotāju grupas, kas sastāvēja no 3 - 6 pāriem. To teritorijas bija izvietotas gar piekrasti, viena aiz otras. Pētījumos netika konstatēts neviens gadījums, kad divas teritorijas būtu izvietotas blakus, perpendikulāri piekrastei. Pāri aizsargāja 20-100 m garu liedaga posmu ($n=7$; vidējais garums 50 m). Attālums starp divām tuvākajām ligzdām bija apmēram 30 metri.

Atšķirības starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām

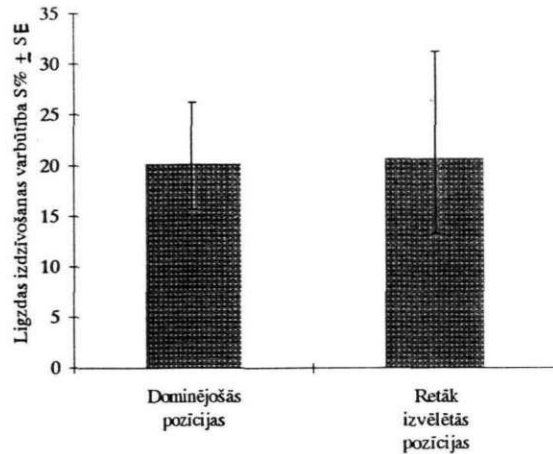
Abos liedaga posmos konstatētas olu tilpuma indeksa atšķirības starp mikroliču daļām (10. tabula): lielākas olas bija to teritoriju ligzdās, kuras atradās biežāk izvēlētajās daļās - rietumu piekrastē zemesragos un mikroliču dienvidu daļās, bet austrumu piekrastē - mikroliču centrālajā daļās un ziemeļu daļās. Rietumu piekrastē statistiski būtiski lielāks olu tilpuma indekss konstatēts zemesragos nekā retāk izvēlētajās mikroliču ziemeļu un centrālajās daļās. Austrumu piekrastē statistiski būtiski lielāks olu tilpuma indekss konstatēts mikroliču ziemeļu daļās, salīdzinājumā ar retāk izvēlētajiem zemesragiem un mikroliču dienvidu daļām.

Upes tārtiņa teritorijās vidējais liedaga platums bija 28,0 metri, kamēr nejauši izvēlētajās vietās, kas nebija upes tārtiņa teritorijas, - 18,1 metrs. Šī atšķirība bija statistiski būtiska ($t_{38}=2,64$; $P<0,02$). Arī liedaga mitrās zonas platums, kuru regulāri apskalo viļņi, teritorijās bija lielāks nekā nejauši izvēlētajās vietās, attiecīgi 15,6 un 8,8 metri ($t_{38}=2,56$; $P<0,02$). Salīdzinot pludmales platumu (no jūras līdz tuvākajam vertikālajam elementam) starp biežāk izvēlētajām mikroliču daļām (R un D rietumu piekrastē, Z un C austrumu piekrastē) un retāk izvēlētajām mikroliču daļām (Z un C rietumu piekrastē un R un D austrumu piekrastē), statistiski būtiska atšķirība atrasta tikai rietumu piekrastē, kur vidējais pludmales platums biežāk izvēlētajās daļās bija lielāks (53,0 m un 34,2 m; $t_{47}=2,62$; $P<0,02$).

10. TABULA. Upes tārtiņa olu tilpuma indeksu variācija Rīgas līča rietumu un austrumu piekrastēs un dažādās mikroliču daļās. Saīsinājumi: R - zemesrags, Z - mikroliča ziemeļu daļa, C - mikroliča centrālā daļa, D - mikroliča dienvidu daļa. Nelielā materiāla apjoma dēļ iekļauti gan pirmie, gan atkārtotie dēļumi; abas retāk izvēlētajās pozīcijas apvienotas. Tika konstatētas statistiski būtiskas atšķirības gan rietumu (Vienfaktora dispersijas analīze; $F_{2,152}=5,81$; $P<0,01$) gan austrumu ($F_{2,108}=3,26$; $P<0,05$) piekrastē. Statistiski būtiskas atšķirības ($P<0,05$) konstatētas starp 1. un 3. kā arī starp 4. un 6. pozīciju (Tjūkija kritērijs *Tukey Test*).

Rietumu piekraste				Austrumu piekraste			
Pozīcija	Olu skaits	Ligzdu skaits	Vid. olu tilpuma indekss	Pozīcija	Olu skaits	Ligzdu skaits	Vid. olu tilpuma indekss
1. R	42	14	14,73	4. Z	31	12	14,51
2. D	73	24	14,40	5. C	43	15	14,16
3. Z+C	41	13	14,12	6. R+D	37	10	14,03

Statistiski būtiskas atšķirības ligzdošanas fenoloģijā starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām nav atrastas (Kruskala-Valisa kritērijs *Kruskal-Wallis test*: Rietumu piekrastē $H=1,38$; n.s. Austrumu piekrastē $H=0,80$; n.s.). Statistiski būtiskas atšķirības ligzdu šķilšanās varbūtībā starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām nav atrastas (10. attēls).



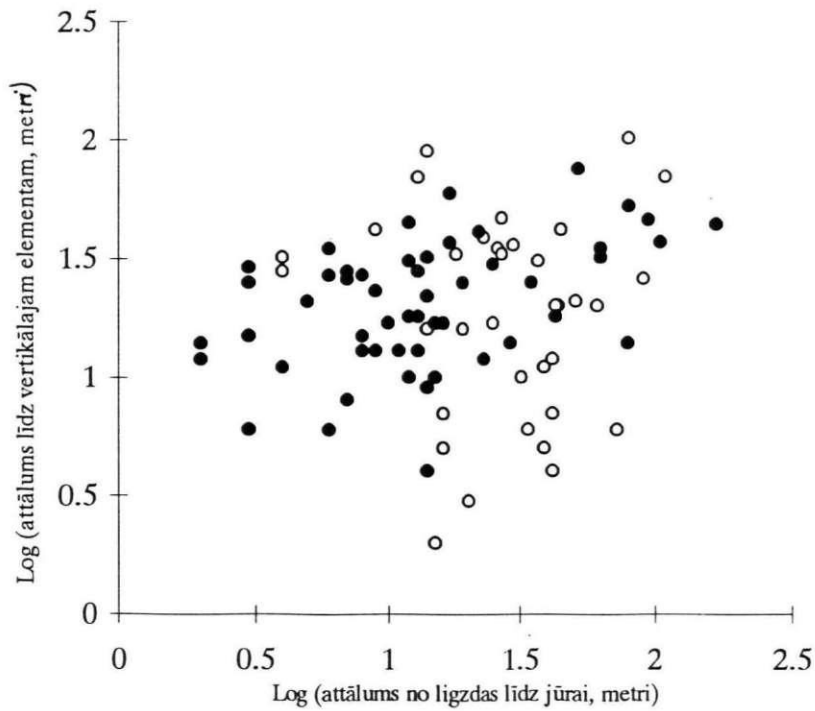
10. ATTEĻS. **Upes tārtiņa ligzdu šķilšanās varbūtība biežāk un retāk izvēlētajās mikroliču daļās.** Statistiski būtiskas (z -tests pēc Berg 1992) atšķirības nav konstatētas $z=0,04$, n.s.

Ligzdu novietojums

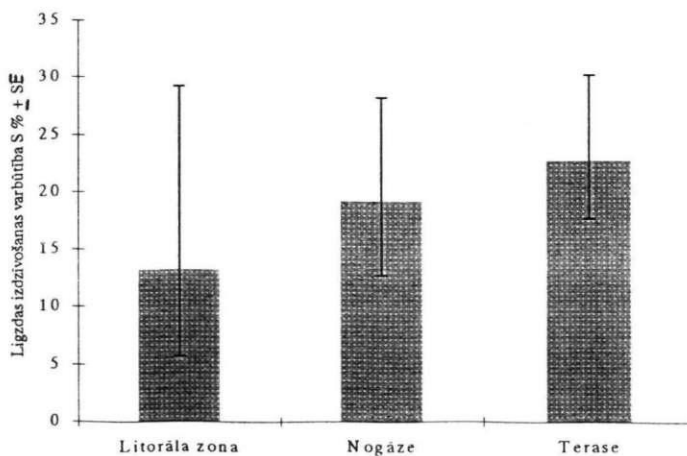
Neskatoties uz ievērojamo variāciju, vidējie attālumi no ligzdas līdz jūrai (vid. 28,5 m; intervāls 2-170 m) un no ligzdas līdz vertikālajiem elementiem (vid. 25,4 m; intervāls 3-102 m) būtiski neatšķīrās ($t_{166}=0,45$; n.s.). Statistiski būtiska pozitīva korelācija tika atrasta starp attālumiem no ligzdas līdz jūrai un no ligzdas līdz vertikālajiem elementiem rietumu piekrastē (11. attēls), kamēr austrumu piekrastē šādas atkarības nebija.

No 92 ligzdām, 53,8% tika atrastas terasē, 32,5% krasta nogāzē, 13,7% - litorāla zonā. 16 ligzdas, kuras tika pieskaitītas novietojumam terasē, būtībā atradās uz pašas terases un krasta nogāzes robežas. 14,1% ligzdu atradās uz oļu substrāta, parasti uz nelieliem oļu laukumiem smiltīs. 38,0% atradās smiltīs ar atsevišķiem oļiem vai akmeņiem un 47,9% - smiltīs. Salīdzinot ligzdu novietojumus Rīgas jūras līča rietumu un austrumu piekrastes posmos, konstatētas šādas atšķirības: austrumu piekrastē 47,0% ligzdu atradās veģetācijā, kamēr rietumu piekrastē šādu ligzdu īpatsvars bija tikai 17,3%. Austrumu piekrastē 34,2% ligzdu atradās aiz piekšāpas vaļņa, bet rietumu piekrastē tikai 5,8% ligzdu.

Ligzdu izdzīvošanas varbūtība (S%) palielinājās virzienā no jūras uz iekšzemi (12. attēls), lai gan atšķirības, vismaz pašreizējā datu apjoma līmenī, nebija statistiski būtiskas.



11. ATTĒLS. **Korelācija starp attālumu no ligzdas līdz jūrai un no ligzdas līdz tuvākajam vertikālajam elementam.** Rietumu krasta ligzdas (pildītie apli) $r_{50}=0,49$; $P<0,01$; austrumu krasta ligzdas (gaišie apli) $r_{36}= -0,02$; n.s.



12. ATTĒLS. **Upes tārtiņa ligzdu šķilšanās varbūtība dažādās vertikālā profila kategorijās.** Statistiski būtiskas atšķirības (z-tests pēc Berg 1992) nav konstatētas.

Upes tārtiņa barības sastāvs un pieejamība

Pēc fekāliju analīzes datiem, upes tārtiņa barības spektrs Rīgas jūras līča liedagā ir visai daudzveidīgs (11. tabula), taču barības objekti pēc izmēriem bija samērā vienvēidīgi – to lielākā daļa ietilpa 3. vai 4. objektu kategorijā, respektīvi no 2 līdz 6 mm. Ligzdošanas sezonas sākumā - maijā – fekālijās dominēja vaboļu, skudru un sānpelžu atliekas. Jūnija beigās un jūlijā vismaz daļa fekāliju sastāvēja no trīsuļodu, mušu un vaboļu kāpuru cietajām daļām. Viena īpatņa fekālijās konstatētas arī nematodes, kas, acīmredzot, bija tārtiņa parazīti. Vairums no fekālijās atpazītajiem objektiem liedagā bija sastopami dzīvi, izņemot periodus, kad liedagā tika atrasti tūkstoši izskalotu beigtu vaboļu un citu kukaiņu. Arī liedagā izskālotās vai pelķēs atrastās sānpeldes bija beigtas vai pusdzīvas.

Upes tārtiņš barojās gandrīz tikai liedaga mitrajā, viļņu apskālotajā zonā, bet ‘atpūtās’ galvenokārt sausajā zonā (12. tabula).

11. TABULA. Fekāliju analīzē konstatētie upes tārtiņa barības objekti. Analizētas 14 fekālijas.

Objekts	Fekāliju skaits, kurās objekts atrasts	Atbilstošā lieluma kategorija
Nezināmi vēžveidīgie <i>Crustacea</i>	2	1
Sānpeldes <i>Gammarus</i>	3	1, 2
Skudras <i>Formicidae</i>	2	2, 3, 4
Lēcējblaktis <i>Saldidae</i>	1	3
Vaboles <i>Coleoptera</i>	7	3, 4
Vaboļu kāpuri	4	3, 4
Nezināmi odi <i>Diptera</i> , <i>Nematocera</i>	3	4
Trīsuļodi <i>Chironomidae</i>	1	4
Trīsuļodu kāpuri	5	4
Mušas <i>Diptera</i> , <i>Brachycera</i>	1	4
Mušu kāpuri	3	4
Zirnekļi, <i>Aranea</i>	2	2, 3

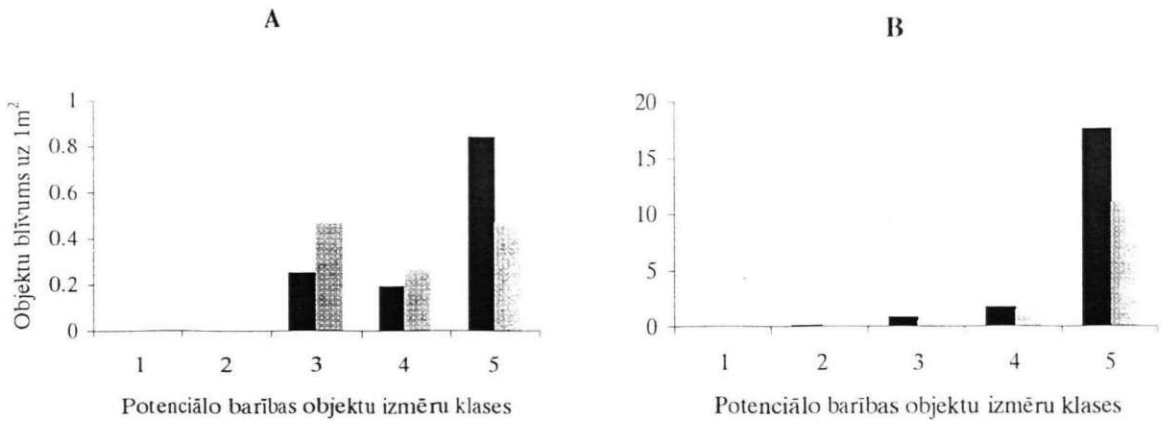
12. TABULA. **Upes tārtiņa barošanās un atpūšanās biotopi.** Laika sadalījums, novērojot 2 īpatņus aptuveni 7 stundas, katru reizi pa vienai stundai, dažādos diennakts gaišā perioda brīžos. Pārskrējieni no viena mikrobiotopa uz otru nav ieskaitīti.

Liedaga daļa	Barošanās		Pasīva uzvedība*	
	Pavadītais laiks (sek.)	% no kopējā novērojuma laika	Pavadītais laiks (sek.)	% no kopējā novērojuma laika
Slapjā	7 257	32,8	1 872	8,5
Sausā	73	0,3	12 902	58,4

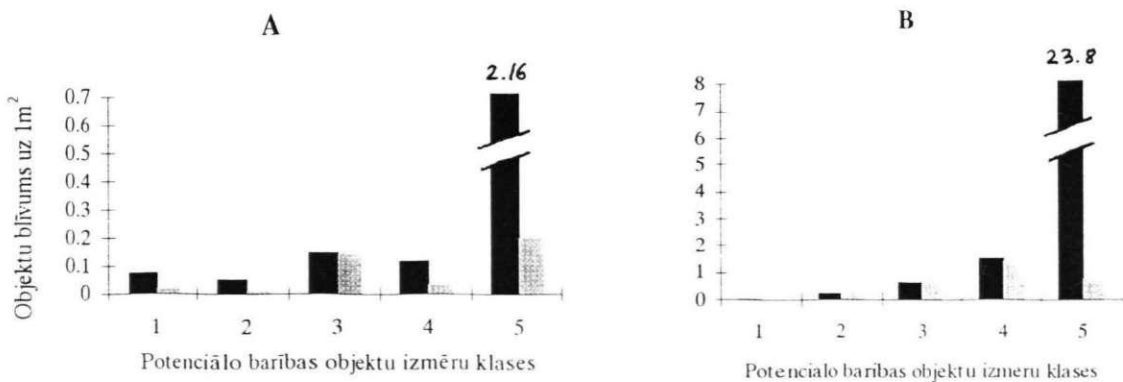
* ietver stāvēšanu, gulēšanu, tīrīšanos.

Starp teritorijām un nejauši izvēlētām vietām gan ligzdošanas sezonas sākumā, gan beigās, statistiski būtiskas atšķirības potenciālo barības objektu daudzumā konstatētas tikai pašā mazākajā - piektajā - objektu klasē (13. attēls), kura upes tārtiņa barībā, kā liecina fekāliju analīze, netiek izmantota. To barības objektu, kas tika konstatētas fekāliju analīzē, blīvums teritorijās būtiski neatšķīrās no blīvuma nejauši izvēlētās vietās. Apkopojot datus par visām potenciālo barības objektu klasēm, maijā atšķirības nebija būtiskas (Manna-Vitneja kritērijs; $U=218$; n.s.), bet jūnijā būtiski vairāk barības objektu novērots teritorijās ($U=295$; $P<0,02$).

Upīšu grīvu rajonos sezonas sākumā konstatēts būtiski vairāk 4. un 5. objektu klases pārstāvju, nekā nejauši izvēlētās vietās (14. attēls). Sezonas noslēgumā šīs atšķirības saglabājās tikai 5. izmēru klasē. 1. un 2. klases pārstāvji uzskaišu transektos liedagā bija sasatopami reti. Apkopojot datus par visām potenciālo barības objektu klasēm, statistiski būtiski lielāks barības daudzums upīšu grīvās tika konstatēts gan maijā (Manna-Vitneja kritērijs; $U=371$; $P<0,002$), gan jūnijā ($U=321$; $P<0,002$).



13. ATTĒLS. **Upes tārtiņa potenciālo barības objektu vidējais blīvums teritorijās (melnie stabiņi) un nejauši izvēlētās vietās, kas nebija upes tārtiņa teritorijas (pelēkie stabiņi).** A attēlā atainota situācija ligzdošanas sezonas sākumā (maijā), B attēlā - sezonas beigās (jūnijā). 1. un 2. izmēru klases objekti bija ļoti reti, to blīvums maijā bija ap 0,01 eksemplāru uz 1m², jūnijā ap 0,1 eksemplāru uz 1m². Gan maijā, gan jūnijā statistiski būtiskas atšķirības starp teritorijām un nejauši izvēlētām vietām konstatētas tikai 5. klasē (Manna-Vitneja kritērijs; maijā $U=275$; $P<0,05$; jūnijā $U=286,5$; $P<0,02$).



14. ATTĒLS. **Upes tārtiņa potenciālo barības objektu blīvums upju un strautu grīvām piegulošajos liedagos (melnie stabiņi) un vietās, kur nebija ietekošo upju (pelēkie stabiņi).** A attēlā atainota situācija ligzdošanas sezonas sākumā (maijā), B attēlā - sezonas beigās (jūnijā). Maijā statistiski būtiskas atšķirības konstatētas 4. (Manna-Vitneja kritērijs; $U=337,5$; $P<0,002$) un 5. objektu klasē ($U=358,5$; $P<0,002$). Jūnijā būtiskas atšķirības konstatētas tikai 5. klasē ($U=321$; $P<0,02$).

DISKUSIJA

Teritorijas izvēle

Upes tārtiņa ligzdošanas biotops ir šaura liedaga josla, kas atrodas starp biotopiem, kas nav izmantojami ligzdošanai vai barības ieguvei. Turklāt, no blakus esošajiem biotopiem tārtiņus apdraud plēsēji un vilņi. Šajā šaurajā liedaga strēlē putnam jāatrod tāda teritorija (dimensijā gar piekrasti), lai ligzdošanas laikā būtu pieejams nepieciešamais barības daudzums un tāda ligzdvieta (dimensijā perpendikulāri piekrastei), lai pēc iespējas samazinātu plēsonības un appludināšanas risku.

Uzskata, ka teritoriju izvēli, kā arī to, vai ligzdošana vispār iespējama, putniem lielā mērā nosaka pieejamās barības daudzums (Lack 1954; Cody 1985). Daudzas putnu sugas ir spējīgas paredzēt priekšā stāvošās ligzdošanas iespējas, tajā skaitā arī barības pieejamību, tādējādi maksimāli palielinot vairošanās potenciālu (Sharp 1996). No otras puses, dabiskā izlase ir labvēlīga putniem, kuri samazina plēsonības negatīvo ietekmi, izvēloties drošas ligzdvietas (Martin 1993 a). Iespēja atrast drošas ligzdvietas teritorijā, acīmredzot, ne vienmēr sakrīt ar optimāliem barošanās apstākļiem. Droši vien tāpēc daudzos brīdējputnu pētījumos konstatēts, ka pieaugušie putni var baroties tālu no ligzdām (Galbraith 1989; Baines 1989, Dann 1991; Berg 1993; Paton 1995). Pelēkajam šņībītim *Calidris temminckii* konstatēts, ka, atkarībā no sezonas, biotopa un populācijas ģeogrāfiskā novietojuma, barība var gan būt, gan nebūt noteicošais faktors teritorijas izvēlē (Breierhagen 1989). Šī darba ietvaros, veicot upes tārtiņu barošanās novērojumus, es konstatēju, ka vismaz grupveida ligzdotāji vienmēr barojas savās teritorijās. Tikai vienā gadījumā tika novērots, ka viena individuāli ligzdojoša pāra mātīte šaurā liedagā, pēc tam, kad tēviņš to nomainīja no perēšanas, 4 stundu laikā 2 reizes barojās ap 300 m tālu no ligzdas. Posmā Bērziems - Mērsrags, kur tika veikta potenciālo barības objektu blīvuma salīdzinājums starp teritorijām un nejauši izvēlētām vietām, ligzdošanas blīvums bija augsts, turklāt, jūrā ietekošo strautu trūkuma dēļ, papildus barības piekļuve no iekšzemes, vismaz pa ūdeni, bija izslēgta. Barības objektu uzskaites parādīja, ka ne teritoriju aizņemšanas brīdī maija vidū, nedz arī vēlāk – jūnija beigās, starp teritorijām un nejauši izvēlētām vietām nebija būtiskas atšķirības upes tārtiņa potenciālo barības objektu blīvumā (13. attēls), izņemot pašus mazākos objektus (ap 1 mm lielus), kuru atliekas tārtiņu fekālijās netika konstatētas (11. tabula). Tiesa, apkopojot datus par visām potenciālo barības objektu izmēru klasēm kopā, jūnijā teritorijās to blīvums bija lielāks, taču to neparprotami ietekmēja mazo barības objektu lielais

skaits (13. attēls, B) Tāpēc jāsecina, ka upes tārtnam barības blīvums neietekmē ligzdošanas teritoriju izvēli.

Pludmales, un, jo īpaši liedaga, platums var būt viens no galvenajiem upes tārtna biotopa kvalitātes kritērijiem. Platākā liedagā putnu rīcībā ir lielāka platība lai barotos, riestotu, izvēlētos ligzdas vietu un slēptu mazuļus. Pat ja barība gar krasta līniju ir vienmērīgi izplatīta, palielinoties liedaga platumam, barības ieguves iespējas palielinās. Šajā pētījumā tika konstatēts, ka teritorijās vidējais liedaga platums bija lielāks nekā nejauši izvēlētajās vietās. Tārtniem īpaši nozīmīga liedaga daļa ir mitrā zona, jo tur tārtni pavada gandrīz visu barošanās laiku (12. tabula). Arī mitrās smilšu zonas platums teritorijās bija lielāks nekā nejauši izvēlētajās vietās. Rietumu piekrastē biežāk izvēlētajās mikroliču daļās pludmale bija būtiski platāka nekā retāk izvēlētajās mikroliču daļās, kas norāda uz to, ka pastāv atšķirības pat starp aizņemtajām teritorijām un ka biežāk tiek aizņemtas teritorijas ar platu pludmali. Tiesa, teorētiski nepietiekamu liedaga platumu teritorijā tārtni varētu kompensēt, palielinot teritorijas garumu gar krasta līniju, taču tas droši vien ir iespējams tikai zema ligzdošanas blīvuma apstākļos. Turklāt pētījumos ar jūraszāgatu konstatēts, ka pāri, kas lido baroties tālu no ligzdas, kā tas būtu upes tārtnam palielinot teritorijas lielumu gar krasta līniju, izaudzē mazāk mazuļu, nekā tie, kuri barojas tuvu ligzdām (Ens 1991). Ziemeļamerikā, pētot tārtni *Charadrius melodus*, netika konstatētas statistiski būtiskas atšķirības liedaga platumā starp ligzdvieta un nejauši izvēlētajām vietām (Espie *et al.* 1996). Citos pētījumos (Burger 1987; Powell, Cuthbert 1992) ar šo pašu sugu, tika atrasts, ka liedaga platums ir nozīmīgs faktors. Vairāk kā 20 m plati liedagi tika biežāk aizņemti nekā šaurāki liedagi (Powell, Cuthbert 1992).

Austrumu krastā atšķirības liedaga platumā starp biežāk izvēlētajām mikroliču daļām un retāk izvēlētajām mikroliču daļām nebija statistiski būtiskas. Tas, iespējams, izskaidrojams ar to, ka šajā posmā bija liels skaits jūrā ietekošo upīšu un strautu. Upīšu grīvu rajonos bija lielāka barības objektu koncentrācija (14. attēls) un tāpēc tārtni varēja ligzdot arī šauros liedaga iecirkņos.

Labas kvalitātes teritorijas, kurās ligzdošanas sekmes ir augstākās, tiek biežāk aizņemtas (Sutherland 1996 b). Šajā pētījumā netika atrastas būtiskas atšķirības ligzdu šķīšanās varbūtībā starp dominējošām un retāk izvēlētajām pozīcijām (10. attēls). Pētījumi ar upes tārtnam radniecīgām sugām ir parādījuši, kad dažkārt putni nemāk novērtēt vai izšķirties par teritoriju kvalitāti (Szekely 1992; Sutherland 1996 b). Jūras tārtnis *Charadrius alexandrinus* Ungārijā ligzdo 2 biotopos – stepēs un nosusinātos zivju dīķos. Ligzdošanas sezonas laikā daudzi pāri tika novēroti ‘mētājamies’ no viena biotopa uz otru. Tas tika pamatots ar to, ka zivju dīķos bija

labāki barošanās apstākļi, taču plēsēju spiediens bija apmēram 2 reizes lielāks. (Szekely 1992). Iespējams, ka sezonas gaitā arī Rīgas jūras līča liedagos notiek īpatņu vai pat pāru kustība no vienas vietas uz otru vai arī teritorijas tiek aizņemtas bez nodoma ligzdot: ar to var pamatot arī to, ka visās reģistrētajās teritorijās neizdevās atrast ligzdas, par spīti ļoti rūpīgiem novērojumiem.

Daudzi pētījumi rāda, ka liela ligzdošanas blīvuma gadus tiek aizņemtas arī sliktas kvalitātes teritorijas (Sutherland 1996 b). Taču šis pētījums liecina par šķietami pretējo. No 1995. līdz 1997. gadam, kad tika veikti teritoriju izvēles pētījumi, pāru blīvums abos posmos samazinājās (6. attēls). Savukārt dominējošo teritoriju pārsvars (teritoriju skaita ziņā) pār retāk izvēlētajām visizteiktākais bija 1995. gadā, kad ligzdošanas blīvums bija visaugstākais (9. tabula). Iespējams, ka to var izskaidrot ar viļņu un vēja darbības izraisītu teritoriju kvalitātes mainību. Tāpēc to aizņemības likumsakarības, atkarībā no populācijas blīvuma, nebija izteiktas.

Liedaga platuma atšķirības dažādās mikroliču daļās nosaka raksturīgie krasta abrāzijas-akumulācijas procesi (Eberhards, Saltupe 1996). Ilgu laiku valdīja uzskats, ka Rīgas jūras līcī gar Kurzemes piekrasti smilšu pārvietošanās notiek no Kolkas raga uz Rīgas pusi, bet gar Vidzemes piekrasti viena plūsma no Ķurmraga virzās uz ziemeļiem, bet otra – uz dienvidiem (Pastors 1994, G. Eberhards, pers. sarakste). Taču jaunākie pētījumi liecina, ka austrumu piekrastē smilšu pārvietošanās virziens ir nepastāvīgs un šis process var notikt arī dienvidu virzienā (Eberhards, pers. sarakste). Tātad gar posmu Engure-Mērsrags smiltis pārvietojas uz dienvidiem, bet gar posmu Vitrupe-Ainaži – dažādi, taču, acīmredzot, pārsvarā uz ziemeļiem. Tas, ka upes tārtiņi biežāk izvēlētajās teritorijas pludmales platākajās vietās, noteica likumsakarīgu teritoriju izvietojumu mikroličos, jo, ja sanešu plūsmas virziens gar krastiem ir pastāvīgs, pludmales platākās vietas veidojas noteiktās mikroliču daļās. Rietumu piekrastē sanešu pārvietošanās pārsvarā notiek dienvidu virzienā, un vairāk ligzdu atradās zemesragos un mikroliču dienvidu daļās. Šajās biežāk izvēlētajās mikroliču daļās pludmale bija būtiski platāka nekā retāk izvēlētajās mikroliču daļās. Austrumu piekrastē, kur sanešu plūsma pārsvarā notiek ziemeļu virzienā, vairāk teritoriju atradās mikroliču centrālajās daļās un ziemeļu daļās. Taču tas, ka sanešu plūsmas virziens var būt mainīgs, noteica to, ka būtiskas atšķirības pludmales platumā starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām netika konstatētas.

Divās no četrām biežāk izvēlētajām mikroliču daļām - ragu rajonos rietumu piekrastē un mikroliču ziemeļu daļās austrumu piekrastē - vidējais olu tilpuma indekss bija būtiski lielāks nekā retāk izvēlētajās mikroliču daļās (10. tabula). Olu tilpums ir atkarīgs no mātītes ķermeņa svara (Miller 1979; Saether *et al.* 1986; Galbraith 1988; Blomqvist, Johansson 1995), un

māfītes labākos barošanās apstākļos dēj lielākas olas (Galbraith 1988; Blomqvist, Johansson 1995; Ludvig *et al.* 1995). No lielākām olām šķijas lielāki mazuļi (Soikkeli 1967; Byrkjedal, Kalas 1985; Grant 1991; Armstrong, Nol 1993; Perrins 1996), turklāt lielajam zīriņam konstatēts, ka olas svars pozitīvi korelē ar īpatņa dzīves ilgumu (Quinn, Morris 1986). Šī likumsakarību ķēde liek pieņemt, ka tārtiņi izvēlas platākus liedagus ar labākiem barošanās apstākļiem, lai varētu izaudzēt konkurētspējīgus mazuļus. Taču, ņemot vērā, ka netika konstatētas būtiskas barības blīvuma atšķirības starp teritorijām un ne-teritorijām, jāšaubās, ka tādas pastāv starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām. Nākotnē būtu jāveic papildus pētījumi, lai izpētītu faktorus, kas ietekmē upes tārtiņa mātišu kondīciju dažāda platuma liedagos. Patreizējā izpētes līmenī ir norādes, ka labāka mātišu kondīcija platākos liedagos izskaidrojama ar to, ka barojoties jāveic nelieli attālumi, kamēr šaurā liedagā, lai kompensētu mazāku barošanās biotopa platību, jānododas tālu prom no ligzdvietas. Platākā liedagā ir lielākas iespējas “izmainīties” ar traucētāju, neceļoties spārnos, un, tādējādi, ietaupot enerģētiskās rezerves.

Tendenci, izvēlēties platākus liedagus, var komentēt arī saistībā ar jau pieminēto plēsonības risku. Martins (Martin 1993 a) formulē ‘potenciālās apēdamās ligzdas atrašanās vietas’ hipotēzi (*potential-prey-site hypothesis*), kas paredz, ka veģetācijas blīvuma palielināšanās samazina plēsonības risku, jo, ja plēsējam jāmeklē ligzda vairākās potenciālās vietās, tas ar lielāku varbūtību var atteikties no domas atrast ligzdu, pirms tā patiešām atrasta. Manuprāt, arī palielinoties liedaga platumam, potenciālo ligzdviētu kļūst vairāk. Par to var pārliecināties arī ornitologs, ja ligzda jāatrod 10 vai 50 metru platā liedagā. Neskatoties uz to, vismaz pašreizējā datu apjoma līmenī, ligzdu šķilšanās varbūtība nebija būtiski atšķirīga starp dominējošām teritoriju pozīcijām un retāk izvēlētajām pozīcijām (12. attēls), kurās vidējais liedaga platums bija mazāks.

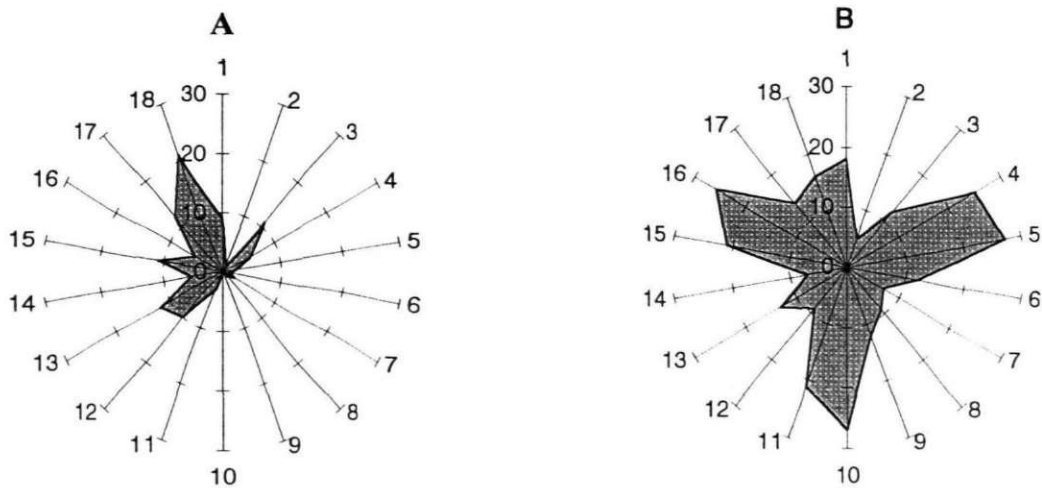
Ligzdvietas izvēle

Ligzdviētu izvēli pamato nepieciešamība, izvairīties no ligzdas appludināšanas un izpostīšanas, tāpat arī aizsargāt olas un perējošo putnu no pārmērīgas saules radiācijas un vēja (Cody 1985).

Lielākā daļa upes tārtiņa ligzdu atradās klajos smilts vai grants liedagos bez veģetācijas. Tātad upes tārtiņš ir to sugu vidū, kas pilnībā paļaujas uz olu krāsas un ligzdas substrāta maskējošo mijiedarbību, un tāpēc ligzdām nav nepieciešami aizsedzoši objekti ligzdas tuvumā.

Tikai proporcionāli neliela ligzdu daļa (32,1 %) atradās atsevišķu augu ielenkumā, kuri visbiežāk parādījās perēšanas laikā. Dažreiz ligzdas atradās tuvu dažādiem objektiem - lielākiem akmeņiem, koka gabaliem vai citiem no jūras izskalotiem priekšmetiem. Tomēr šiem objektiem, nepārprotami, nebija aizsargājoša funkcija. Danns (Dann 1991) aprakstīja līdzīgu fenomenu Austrālijā dzīvojošam tārtiņam *Charadrius bicinctus* un uzskatīja, ka šādā veidā tārtiņi padara ligzdas mazāk ieraugāmas, jo uzmanību novērš lielākais objekts.

Vējš, iedarbojoties mehāniski, var būt nelabvēlīgs putniem, palielinot transpirāciju un traucējot lidošanu (Stoutjesdijk, Barkman 1992). Rīgas jūras līča liedagā putnus var negatīvi ietekmēt vienīgi jūras vējš, jo ar mežu klātās sekundārās kāpas parasti rada labu aizvēju, ja vējš pūš no sauszemes puses. Šajā pētījumā tika konstatēts, ka, austrumu piekrastē vairāk nekā rietumu piekrastē ligzdas bija novietotas aiz aizsargājošā embrionālo kāpu vai priekškāpu vaļņa, aizvēja pusē (atbilstoši 34,2% un 5,8%). Dati, kas tika iegūti no Valsts Hidrometeoroloģijas dienesta, liecināja, ka austrumu krasts ligzdošanas laikā 1995. un 1996. g. sezonās bija vairāk pakļauts jūras vējiem nekā rietumu krasts (15. attēls). Tas liek secināt, ka tendenci novietot ligzdas aiz emrionālās kāpas vai priekškāpas noteica nepieciešamība izvairīties no vēja. Pētījumi ar tārtiņu *Charadrius semipalmatus* Ziemeļamerikā arī parādīja, ka šī suga ligzdoja aiz priekškāpām, lai izvairītos no tieša jūras vēja ietekmes (Armstrong, Nol 1993).



15. ATTĒLS. 5 m/sek. ātrumu pārsniedzošo vēju virzieni pētījumu periodā rietumu (A) un austrumu (B) krasta posmos. Vēju mērījumi veikti katru sestou stundu no 1. aprīļa līdz 30. jūnijam. Asis norāda gadījumu skaitu. Vēju virzieni apkopoti 20 grādu intervālos. Kategorija '1' atbilst 345°-5° intervālam, t.i. aptuveni ziemeļu virzienam.

Rietumu piekrastē upes tārtiņi izvēlējās ligzdvietas pēc iespējas vienlaicīgi tālāk no jūras un vertikālajiem elementiem (11. attēls). Tāpēc, acīmredzot, appludināšanas draudi un

plēsonība ir vienlīdz nozīmīgi faktori ligzdvietai izvēlē. Palielinoties kopējam liedaga platumam, putni centās saglabāt sabalansētu attālumu no abiem viņus apdraudošajiem biotopiem. Tomēr austrumu piekrastes posmā šī sakarība netika atrasta. To var saistīt gan ar jau minēto tendenci izvairīties no vēja, kas austrumu piekrastē bija labi izteikta, gan, iespējams, arī ar lielāku rekreācijas ietekmi. Austrumu piekrastes posmā bez ciemiem un atsevišķām viensētām jūrai pieguļ 2 pilsētas - Salacgrīva un Ainaži, kamēr rietumu piekrastē tikai 3 ciemi. Biežā cilvēku uzturēšanās liedagā varēja ietekmēt ligzdvietai izvēli. Vietās, kur cilvēku ietekme bija sevišķi jūtama, putni izvēlējās ligzdvietai pēc iespējas tālāk no ūdens, vairāk apslēptās terases vietās. Diezgan lielo ligzdu skaitu, kas atradās uz pašas krasta nogāzes un terases robežas, var izskaidrot ar to, ka no šīs vietas putns var vienlaicīgi labi pamanīt potenciālo plēsēju, kas virzās gan gar jūras malu, gan arī pa terasi. Arī citos pētījumos atklātās vietās ligzdojošiem putniem apkārtnes pārredzamība no ligzdas atzīta kā nozīmīgs faktors ligzdvietai izvēlē (von Haartman 1980; Giroux 1985; Paton, Dalton 1994; Soloviev, Tomkovich 1996).

13,7% ligzdu tika atrastas litorāla zonā, un tās bija novietotas tikai ap 20 cm virs ūdens līmeņa. Neviens no šīm ligzdām nebija sekmīga. Iespējams, ka īstenais litorāla zonā novietoto ligzdu skaits bijis lielāks, jo ir liela varbūtība, ka daudzas no šīm ligzdām tika noskalotas pirms atrašanās. Ir grūti racionāli izskaidrot, kāpēc putni izvēlas ligzdvietai bez jebkādam izredzēm uz sekmīgu ligzdošanu. Astoņos no 12 šādiem gadījumiem 20 m rādiusā nebija acīmredzams drošu ligzdvietai trūkums. Ziemeļamerikā jūraszagata *Haematopus ostralegus bachmani* ligzdoja tuvāk ūdenim (palielinot appludināšanas draudus), kad nebija iespējams ligzdot kopā ar agresīvajām kaijām, kas nodrošina aizsardzību no plēsējiem. Ligzdojot kopā ar kaijām, jūraszagatu ligzdas tika novietotas tālāk no ūdens (Vermeer *et al.* 1992). Savukārt tārtiņš *Charadrius melodus* ligzdoja tālāk no ūdens, tuvāk kāpām, veģetācijai un zīriņiem, taču izvairīties no citiem tās pašas sugas pāriem (Burger 1987). Citā pētījumā tika konstatēts, ka nesekmīgās ligzdas atradās tuvāk veģetācijai nekā sekmīgās (Espie *et al.* 1996). Savukārt šajā pētījumā ligzdu šķilšanās varbūtībai (S%) bija tendence palielināties virzienā no jūras uz iekšzemi (12. attēls), lai gan atšķirības, vismaz pašreizējā datu apjoma līmenī, nebija statistiski būtiskas. Tas norāda uz to, ka upes tārtiņam noskalošana, acīmredzot, ir galvenais ligzdu bojāejas iemesls, un ligzdu šķilšanās sekmes lielā mērā bija atkarīgas no tā, cik tālu tās atradās no jūras vai cik augstu no ūdens līmeņa. Kopsummā var secināt, ka dažādām liedaga sugām, kā arī vienas un tās pašas sugas īpatņu vidū, pastāv liela ligzdvietai izvēles tendenču dažādība.

Piekrastes biotopi veidojas ļoti sarežģītā savstarpējā dažādu faktoru - viļņu, straumju un nogulsnešanās - rezultātā, izraisot pastāvīgas fiziskas izmaiņas liedagos (Eberhards, Saltupe

1996) - upes tārtiņa ligzdošanas biotopos. Tādējādi jāņem vērā, ka šī pētījuma rezultāti atspoguļo teritoriju izplatības un ligzdu novietojuma tendences tikai 1995., 1996. un 1997. gada ligzdošanas sezonās. Pēc spēcīgām rudens vētrām (pēdējā notika 1993. gadā) krasti un liedagi var tikt stipri pārveidoti (G. Eberhards, pers. sarakste), izraisot sekojošas izmaiņas upes tārtiņa teritoriju izvietojumā.

KOPSAVILKUMS: Upes tārtiņa *Charadrius dubius* ligzdošanas teritorijas un ligzdvietas izvēli ietekmējošie faktori

Materiāls ievākts divos Rīgas jūras līča posmos rietumu (23,9 km) un austrumu (25,7 km) piekrastē, 1995., 1996. un 1997. g. ligzdošanas sezonās. Teritorijas un ligzdas tika reģistrētas, veicot atkārtotas uzskaites maršrutos visā liedaga posmu garumā ar vidējo intervālu 10 dienas. Teritoriju izvēle tika analizēta atkarībā no to izvietojuma gar krasta līniju, nosakot to novietojumu mikrolīčos. Ligzdvietas izvēle tika analizēta atkarībā no novietojuma attiecībā pret jūru un krasta vertikālajiem elementiem (kokiem, ēkām u. c.). Analizēti dati par 152 teritorijām un 92 ligzdām. Barības loma teritoriju izvēlē pētīta 1997. gadā. Upes tārtiņa barības sastāvs noskaidrots, analizējot fekāliju saturu. Potenciālie barības objekti tika uzskaitīti 20 teritorijās un 20 nejauši izvēlētās vietās, kurās upes tārtiņi neligzdoja. Bez tam tika pārbaudīts pieņēmums, ka lielāki upes tārtiņa ligzdošanas blīvumi posmos ar lielu jūrā ietekošo upju blīvumu izskaidrojami ar lielāku barības daudzumu upīšu grīvu rajonos. Potenciālie barības objekti tika uzskaitīti 20 upju grīvu rajonos un 20 nejauši izvēlētās vietās, vismaz 100 m no tuvākās upes grīvas.

Izvēlētajos Rīgas jūras līča rietumu un austrumu krasta posmos upes tārtiņa teritorijas bija nevienmērīgi izplatītas: rietumu piekrastes posmā teritorijas izvēlē dominēja zemesragi un mikrolīču dienvidu daļas, bet austrumu piekrastes posmā - mikrolīču centrālās daļas un ziemeļu daļas. Upes tārtiņa teritorijās gan liedaga, gan tā mitrās zonas (kas bija galvenais barošanās mikrobiotops) platums bija lielāks nekā nejauši izvēlētajās vietās ($P < 0,02$). Rīgas jūras līča rietumu piekrastes posmā biežāk izvēlētajās mikrolīču daļās pludmale bija plata nekā retāk izvēlētajās mikrolīču daļās ($P < 0,02$). Atšķirības ligzdu izdzīvošanas varbūtībā starp biežāk un retāk izvēlētajām mikrolīču daļām netika konstatētas. Upes tārtiņa teritorijās ne to aizņemšanas brīdī, ne arī vēlāk - mazuļu periodā, nebija būtiskas atšķirības barības blīvuma ziņā, salīdzinot ar nejauši izvēlētajām vietām. Upīšu grīvu rajonos teritoriju aizņemšanas brīdī bija lielāks tārtiņu barības blīvums nekā nejauši izvēlētajās vietās. Divās no četrām biežāk izvēlētajām mikrolīču daļām olas bija būtiski lielākas nekā tajās teritorijās, kas atradās retāk izvēlētajās mikrolīču daļās ($P < 0,05$), t.i. vietās ar šaurāku pludmali. Rīgas jūras līča rietumu piekrastē attālums no ligzdas līdz jūrai pozitīvi korelēja ar attālumu līdz tuvākajam vertikālajam elementam ($P < 0,01$). Ligzdas izdzīvošanas varbūtībai bija tendence pieaugt virzienā no jūras uz iekšzemi, lai gan statistiski būtiskas atšķirības netika konstatētas. Rīgas jūras līča austrumu piekrastē, salīdzinājumā ar rietumu piekrasti, daudz vairāk ligzdu atradās aiz embrionālo kāpu vai priekškāpu vaļņa. Valsts Hidrometeoroloģijas Centra dati parādīja, ka ligzdošanas sezonā austrumu piekraste ir daudzkārt vairāk pakļauta jūras vējiem, nekā rietumu piekraste.

PATEICĪBAS

Es pateicos docentam Jānim Priedniekam no Latvijas Universitātes, Zooloģijas un Ģenētikas katedras, profesoram Jānim Viksnem no LU Bioloģijas Institūta Ornitoloģijas laboratorijas un Aināram Auniņam no Latvijas Dabas fonda par vērtīgiem komentāriem šīs nodaļas sagatavošanā. Es ļoti pateicos arī profesoram Guntim Eberhardam no Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas fakultātes par diskusijām, kas saistītas ar jautājuma ģeoloģisko pusi, profesoram Viljamam Sazerlendam (*William Sutherland*) no Austrumanglijas Universitātes par ieteikumu izmantot fekāliju analīzi tārņu diētas pētījumos, kā arī docentam Voldemāram Spuņģim no Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātes, kurš noteica barības objektus upes tārņa fekāliju paraugos. Paldies Ilonai Lodziņai no LR Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas par palīdzību vēju datu iegūšanā no Valsts Hidrometeoroloģijas pārvaldes.

3. nodaļa

Jūraszagatas *Haematopus ostralegus* izplatība un ligzdošanas ekoloģija Latvijā: atšķirības starp piekrastes un iekšzemes biotopiem

IEVADS

No putnu ekoloģijas viedokļa interesanta parādība, kas konstatēta daudzviet Eiropā, ir sākotnēji tipisku piekrastes sugu ligzdošanas areāla paplašināšanās no piekrastes iekšzemes virzienā (Schmidt 1986; Marchant *et al.* 1990). Latvijā tam labs piemērs ir jūraszagata *Haematopus ostralegus*.

Piekrastes biotopi tiek uzskatīti par jūraszagatai vēsturiski dabiskiem biotopiem (Briggs 1984). Tomēr daudzos Eiropas reģionos, īpaši Anglijā, Velsā, Skotijā, Beļģijā, Nīderlandē un Vācijā, ligzdošana iekšzemē kļuvusi par ļoti parastu parādību (Schmidt 1986; Marchant *et al.* 1990; Beintema 1991 a; Devos *et al.* 1991; O'Brien, Smith 1992; Glinka, Wolf 1994). Patlaban Anglijā ir trīs galvenās jūraszagatas ligzdošanas biotopu grupas: jūras piekraste, iekšējo ūdensbaseinu krasti un lauksaimniecības zemes (Briggs 1984). Anglijā, Skotijā, Nīderlandē un Beļģijā jūraszagata ir parasts lauksaimniecībā izmantojamu pļavu putns (Briggs 1984; Beintema 1991 a; Devos *et al.* 1991) ar relatīvi plašām tolerances robežām attiecībā uz cilvēka darbības intensitāti (Beintema 1983; skat. arī 5. nodaļu, 24. attēls). Tajā pašā laikā citās Eiropas valstīs - Francijā, Somijā, Igaunijā - lielākā ligzdotāju populācija joprojām koncentrējas piekrastē, tikai ar atsevišķiem ligzdošanas gadījumiem iekšzemē (Koskimies 1989; Dubois *et al.* 1991; Leibak *et al.* 1994).

Daudzos reģionos, intensīvas lauksaimniecības apstākļos, jūraszagata ir vienīgā skaita ziņā stabilā vai pieaugošā suga citu bridējputnu sugu vidū (Baines 1988; Beintema 1991 b; O'Brien, Smith 1992). Un pat Eiropas Savienības valstīs kopumā, kopā ar kuitalu *Numenius*

arquata, jūrasžagata ir vienīgā bridējputnu suga, kurai konstatēts skaita pieaugums (Hötker 1991).

Kopš ornitoloģisko pētījumu sākuma Latvijā, vairāk kā pirms 100 gadiem, līdz pat divdesmitā gadsimta 70. gadiem, jūrasžagata bija rets ligzdotājs ar pastāvīgām ligzdošanas vietām Daugavas un Gaujas lejteču salīnās (Страздс 1983). Neņemot vērā atsevišķus novērojumus, pirmo reizi, par izteiktu ligzdošanas areāla paplašināšanu iekšzemes virzienā, minēts 'Latvijas ligzdojošo putnu atlantā', kas aptver laika periodu no 1980. līdz 1984. gadam (Priednieks, Strazds u. c. 1989).

Šis pētījums tika veikts, lai noskaidrotu pašreizējās jūrasžagatas izplatības tendences Latvijā, izpētītu iespējamus faktoros, kas to ietekmē, pievēršot uzmanību dažādu ligzdošanas bioloģijas rādītāju salīdzināšanai jūras piekrastes un iekšzemes biotopos.

MATERIĀLS UN METODIKA

Šajā nodaļā analizēti dati, kas iegūti manis veiktajos jūrasžagatas izplatības un ligzdošanas bioloģijas pētījumos laika posmā no 1989. līdz 1995. gadam, kā arī apstrādājot Latvijas Ornitoloģijas biedrības ligzdu kartiņas un Latvijas ligzdojošo putnu atlanta programmas putnu sugu izplatības anketas. Pēdējie dati iegūti no 1979. līdz 1989. Gadam, un tie ir daudzu Latvijas Ornitoloģijas biedrības biedru kolektīva darba rezultāts.

Es jūrasžagatas pētījumus sāku 1989. gadā un intensīvi turpināju līdz 1992. gadam. Vēlāk materiāls tika vākts paralēli citiem projektiem: ķīvītes *Vanellus vanellus* pētījumiem lauksaimniecības zemēs un gadskārtējam ligzdojošo putnu uzskaitēm Rīgas jūras līča piekrastē. Laika posmā no 1989. līdz 1992. gadam tika apsekotas visas iepriekš zināmās jūrasžagatas ligzdošanas vietas Latvijā, kā arī atrastas vairākas jaunas vietas. Šo pētījumu laikā visās bijušajās un esošajās ligzdošanas vietās tika aprakstīti ligzdošanas biotopi un uzskaitīti visi ligzdojošie un neligzdojošie īpatņi. Pāri uzskatīti par ligzdojošiem, ja tika atrasta ligzda, mazuļi, vai arī pieaugušie putni izrādīja uztraukumu un centās vilināt novērotāju prom no ligzdošanas vietas. Ja pāra statuss nebija skaidrs, vieta tika apsekota atkārtoti. Ligzdas tika meklētas, sistemātiski pārstaigājot ligzdošanai piemērotās platības vai novērojot pieaugušos putnus atgriežamies ligzdās pēc traucējuma. Darbā analizēti dati par 151 ligzdu, no kurām 106 atradu es, bet 45 – citi ornitologi. Par pilniem tika uzskatīti dējumi ar aizperētām olām, vai arī

gadījumā, ja olu skaits ligzdā starp diviem apmeklējumiem (ar vismaz 48 stundu intervālu) palika nemainīgs.

Olas mērītas ar bīdmēru, noapaļojot rezultātu līdz tuvākajam 0,1 mm. Olu tilpumi aprēķināti, izmantojot formulu pēc Vaisanena (Väisänen 1977). Olu aizperētības stadija tika noteikta pēc ūdens testa metodes (Blūms 1989). Olu dēšanas sākums noteikts tieši vai arī pēc olu aizperētības stadijām: katrai aizperētības stadijai aprēķināts vidējais dienu skaits kopš dējuma aizsākšanas. Šie dati iegūti no 30 ligzdām, kas tika novērotas no olu dēšanas līdz mazuļu šķilšanās brīdim. Katrai aizperētības stadijai atbilstošajam dienu skaitam tika pievienota viena diena par katru olu ligzdā plus viena diena, jo jūraszagatai olu dēšanas intervāls var būt lielāks kā 24 stundas (Harris 1967), kā arī, saskaņā ar maniem novērojumiem, diezgan bieži perēšana netika uzsākta tūlīt pēc pēdējās olas iedēšanas. Pēc atrašanas ligzdas tika kontrolētas vidēji reizi nedēļā.

Lai gan jūraszagata Eiropā ir viens no sekmīgākajiem bridējputniem skaita izmaiņu ziņā, ligzdošanas sekmes dažādās vietās ļoti svārstās (Witt 1991). Ņemot vērā to, ka Latvijā jūraszagata ligzdo dažādos biotopos (Opermanis 1996), radās iespēja novērtēt katra biotopa kvalitāti, iegūstot datus par ligzdošanas sekmēm. Tā kā ligzdas tika atrastas un sāktas novērot dažādās olu aizperētības stadijās, ligzdošanas sekmes novērtētas pēc 2. nodaļā aprakstītās Meifilda metodes (Mayfield 1961, 1975). Standartklūdas aprēķinātas pēc Džonsona (Johnson 1979). Aprēķinos izmantotais vidējais dienu skaits olu dēšanai un perēšanai ir 32 dienas.

Salīdzinot dējuma lielumu biotopos, problēmu radīja tas, ka jūraszagatai, tāpat kā lielākajai daļai bridējputnu, dējuma lielums ir gandrīz nemainīgs - parasti olu skaits ir 3. Šo parādību izskaidro ar bridējputnu dējuma lieluma ģenētisko determinētību (Klomp 1970), tāpēc vides faktori to neietekmē, vai arī šī ietekme ir niecīga. Dējuma lieluma pastāvīgums rada grūtības statistiskajā analīzē. Šajā pētījumā salīdzinātas parasto dējumu (ar 3, retāk 4, olām) un mazo dējumu (ar 2, retāk 1, olu) proporcijas ar χ^2 kritēriju (pēc Baines 1989).

REZULTĀTI

Izplatība

Jūraszagatas ekspansijai Latvijā bija divas izteiktas fāzes. Pirmā bija virzīšanās iekšzemē, kolonizējot ezerus jūras piekrastē un Daugavas ieleju visā tās garumā. Šajā laikā (no 70. gadu beigām līdz 80. gadu vidum) Latvijas ligzdojošo putnu populācija pieauga no 30 līdz vairāk kā 70 ligzdojošiem pāriem. Šai fāzei bija raksturīga gan jaunu biotopu apgūšana, gan arī būtiska izplatības areāla paplašināšanās (15. attēls A un B). Otrajā fāzē jūraszagata sāka ligzdot lauksaimniecības zemēs gar Daugavas un Gaujas lejteču krastiem. Šai fāzei bija raksturīga tikai jaunu ligzdošanas biotopu apgūšana, bet būtiska ligzdošanas areāla palielināšanās netika konstatēta (16. attēls B un C).

Visdrīzāk, ka pirmie pāri pastāvīgi lauksaimniecības zemēs sāka ligzdot 80. gadu beigās. 1992. gadā aramzemē Daugavas lejtecē ligzdoja 10 - 15 pāri, un līdz 1995. gadam to skaits pieauga līdz 25 - 30. Kopējā ligzdotāju populācija Latvijā laika posmā no 1992. līdz 1995. gadam vērtējama no 70 līdz 120 pāriem. Lielais intervāls starp minimālo un maksimālo skaitu saistīts ar to, ka ikgadus ievērojami variē upju ielejās ligzdojošo pāru skaits, kas ir pakļauts ūdens līmeņa variācijām. Gados ar augstu ūdens līmeni vairums saliņu un sēru tika appludinātas, un jūraszagatām ligzdvietau pieejamība bija ierobežota. Patlaban jūraszagatas ligzdošanas biotopus Latvijā var iedalīt 3 grupās: jūras piekraste, iekšējo ūdeņu krastmalas un aramzeme. Līdz 1995. gadam jūraszagatas ligzdošana tika reģistrēta 39 10x10 km UTM sistēmas kvadrātos (16. attēls, C). Latvijā kopsummā ir 739 kvadrāti. 64,9% no Latvijā ligzdojošajiem pāriem bija vientuļi - 1 km rādiusā nebija citu ligzdojošo pāru.

Ligzdošanas biotopi

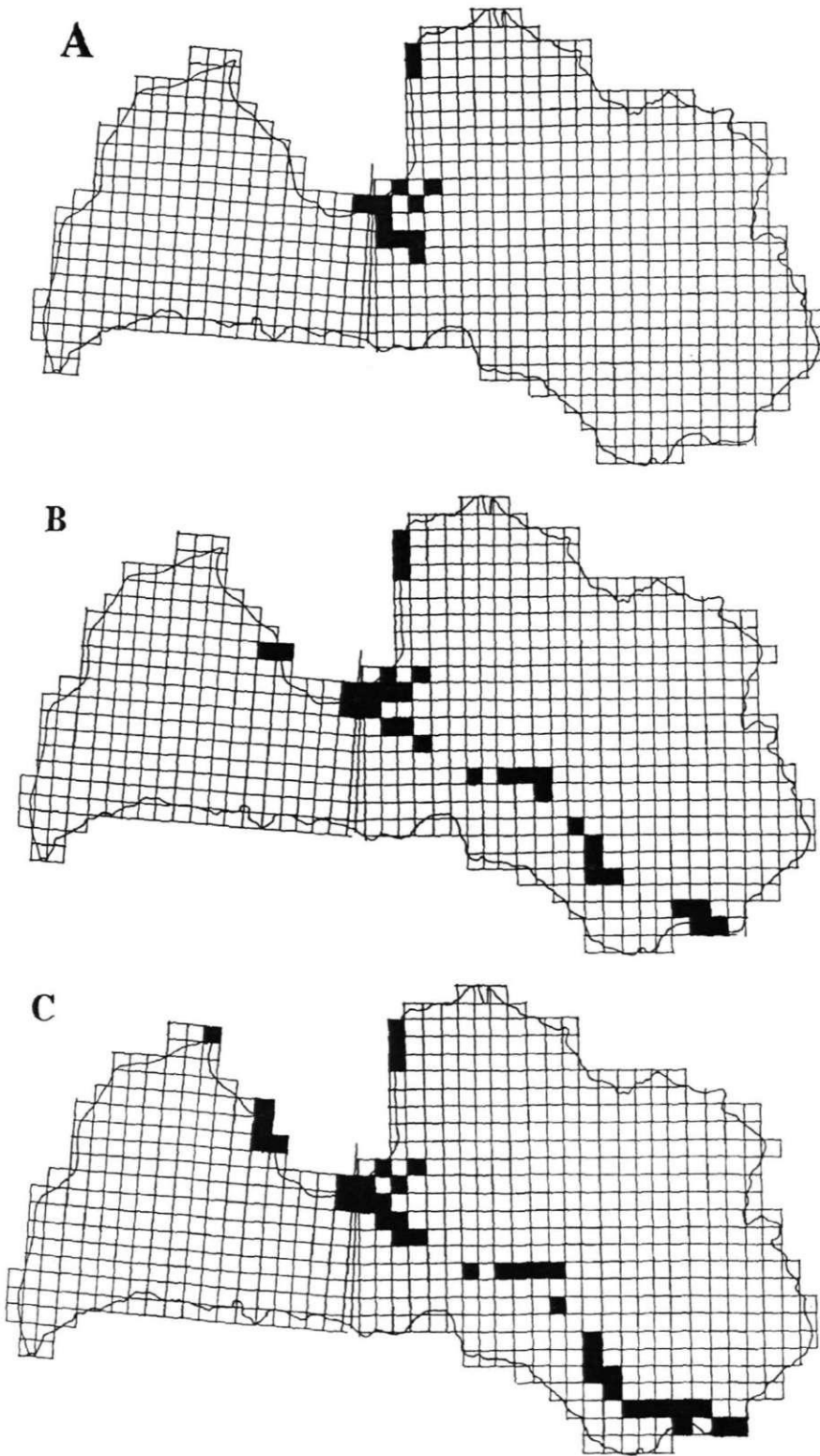
Jūras piekrastē Latvijā jūraszagata atrasta tikai gar Rīgas jūras līci. Šeit ligzdošanas biotopi bija liedaga platākās vietas vai smilšu saliņas upju grīvās. Parasti jūraszagatas aizņēma ligzdošanas teritorijas vietās, kur pludmales platums pārsniedza 100 metrus un kur apkārtnē nebija vertikālo vides elementu (koku, stabu, ēku). Šādi apstākļi atrodami gandrīz tikai lielāko upju grīvu rajonos. Daudzās vietās, piemēram, Gaujas grīvā, Salacgrīvā, Kuivižos, Rožupes grīvā, Aināžos, bija ļoti pastāvīgas ligzdošanas vietas, kur ligzdas vairāku gadu gaitā tika atrastas tikai dažu desmitu metru rādiusā ap iepriekšējo gadu ligzdvietau. Jūras piekrastē

ligzdošanu negatīvi ietekmēja rekreācija un liedagu platības samazināšanās, ko izraisīja to apaugšana ar veģetāciju. Piekrastē dominēja atsevišķi ligzdojoši pāri. Par ligzdošanas blīvumu var runāt tikai posmā Salacgrīva - Ainaži, kur maksimālais blīvums - 0,6 pāri uz 1 krasta līnijas kilometru – tika konstatēts 1990. gadā.

Ligzdošanas biotopi iekšējo ūdeņu tuvumā bija piekrastes seklo ezeru - Babītes, Engures, Ķīšežera, Mazā Baltezera - salas un smilšu sēkļi, Daugavas un Gaujas (lejpus Siguldas) saliņas un smilšu sēres, applūduši dolomīta un grants karjeri netālu no Daugavas krastiem. Daugavas lejtecē - Rīgā - jūraszagatas nereti ligzdoja lielos klajos būvlaukumos (Zaķusalā un Kundziņsalā) un attīrīšanas iekārtās (Grāpju salā un Krievu salā). Lielākais konstatētais blīvums Daugavas augštecē bija 0,3 pāri uz 1 upes ielejas kilometru. Maksimālais apdzīvoto karjeru attālums no upes krasta bija 2 km. Upju populāciju lielums ikgadus bija ļoti atkarīgs no ūdens līmeņa, saliņu un sēru apaugšanas ar krūmiem un jaunu saliņu veidošanās. Piemēram, Daugavas posmā Krāslava-Līvāni 1987. gadā tika uzskaitīti 8 ligzdojoši pāri (M. Strazda dati), kamēr 1992. gadā – 26 pāri. Nelabvēlīgos gados gan augsts ūdens līmenis, gan saliņu aizaugšana samazināja ligzdošanai piemērotā biotopa platību.

Jūraszagata ligzdoja tikai to upju grīvās un ielejās, kas ietek Rīgas jūras līcī, un piekrastes ezeros, kas atradās Rīgas jūras līča piekrastes zonā; Baltijas jūras piekrastē suga netika konstatēta (16. attēls). No Latvijas lielākajām upēm tikai Daugavai un Gaujai ir stabila jūraszagatu populācija (13. tabula). Daugavas ielejā jūraszagatas izplatība turpinās arī ārpus valsts robežām. Latvijā jūraszagatu ligzdošana konstatēta 6 ezeru krastos vai uz to salām (14. tabula). Būtiska atšķirība starp apdzīvoto un neapdzīvoto ezeru platībām netika atrasta (Manna-Vitneja kritērijs; $t=15$; n.s).

Lauksaimniecības zemēs jūraszagata visbiežāk ligzdoja uz kailas zemes bez veģetācijas, t.i. neapsētā aramzemē kas tiek kultivēta un, tādējādi, ir visbīstamākā vieta (18. attēls). Relatīvi liela ligzdu proporcija atradās arī labībā - vasarajos. Ziemāji, kuri pētījumu rajonos aizņēma diezgan lielas platības, tika reti izvēlēti, un iespējams tas saistīts ar pārāk augstu veģetāciju ligzdvieta izvēles brīdī. Ir tikai daži novērojumi par jūraszagatu ligzdošanu pļavā 70.-80. gadu mijā. Sākot no 1989. gada, tas vairs nav novērots. Lauksaimniecības zemēs ligzdojošo pāru blīvums sasniedza pat 10 pārus uz 1 km² (Ķekavas apkārtnē, 1992. gads). Nereti tika novērota 2-4 pāru grupveida ligzdošana, kad ligzdas viena no otras atradās mazāk kā 50 metru attālumā. Jūraszagatas ligzdoja laukos, kas atrodas ne tālāk kā divus kilometrus no Daugavas vai Gaujas.



16. ATTĒLS. Jūraszagatas izplatība Latvijā (ligzdošanas vietas): A - hipotētiskā izplatība līdz 20. gadsimta septiņdesmitajiem gadiem, spriežot pēc literatūras ziņām (Страздс 1983); B - dati no Latvijas ligzdojošo putnu atlanta (Priednieks, Strazds u. c. 1989); C - līdz 1995. gadam. Attēlos redzami 10x10 km UTM sistēmas kvadrāti. Tumšajos kvadrātos konstatēta jūraszagatu ligzdošana.

13. TABULA. Latvijas piecu lielāko upju raksturojums un jūraszagatas izplatība to baseinos. Atsevišķi dati no Latvijas PSR mazās enciklopēdijas (Samsons 1967).

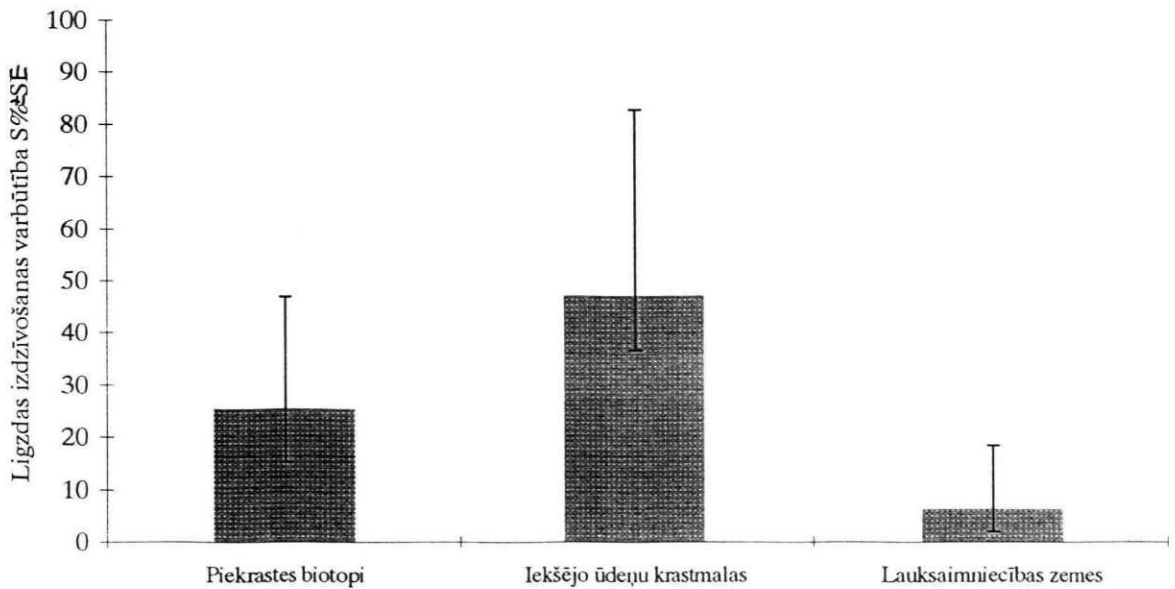
Upe	Garums, km (Latvijā)	Kritums, m (Latvijā)	Saliņu bagātība	Dominējošie biotopi krastos	Hidroelektro – staciju klātbūtne	Karjeru klātbūtne	Jūraszagatas ligzdošanas vietas				Populācijas lieluma novērtējums (pāru skaits)
							upes grīva	upes ieleja	Karjeri	aramzeme	
Salaca	95	42	dažas	mežs	-	-	-	-	-	-	0
Gauja	460	243	daudz	mežs	-	-	+	+	-	+	<10
Daugava	367	99	daudz	lauki	+	+	-	+	+	+	30-60
Lielupe	119	11	daudz	lauki	-	+	+	-	-	-	2-3
Venta	178	42	daudz	dažādi	-	-	-	-	-	-	0

14. TABULA. Jūraszagatas izplatība Latvijas lielākajos piekrastes ezeros. Atsevišķi dati no Latvijas PSR mazās enciklopēdijas (Samsons 1967).

Ezers	Platība (ha)	Attālums līdz jūrai (km)	Saliņu skaits	Ligzdošanas sākums	Ligzdošana			Ligzdojošo pāru skaits
					uz dabiskām salām	uz mākslīgām salām	krastā	
Lilastes	478	1	2	-	-	-	-	-
L. Baltezers	585	11	5	1977	-	-	+	1
M. Baltezers	199	11,5	1	1981	+	-	-	1
Ķīšezers	1740	4,5	3	80. gadu sāk.	-	-	+	1
Juglas	563	13	1	1987	-	-	+	1
Babītes	2359	3,5	? māksl.	1983	-	+	-	1-2
Kaņieris	1100	1,5	7 + 5 māksl.	-	-	-	-	-
Engures	3542	1,5	6 + māksl.	1978	-	+	-	1-4
Bušnieku	334	1,5	-	-	-	-	-	-
Tosmares	375	2	-	-	-	-	-	-
Liepājas	3712	2	15	-	-	-	-	-
Papes	1234	1,5	12	-	-	-	-	-

Ligzdošanas bioloģija

Ligzdošanas bioloģijas datu salīdzinājums starp biotopu grupām parādīts 15. tabulā. Starp biotopu grupām nebija statistiski būtisku atšķirību ligzdošanas fenoloģijas ziņā. Vidējais dējuma lielums lauksaimniecības zemēs bija būtiski mazāks nekā jūras piekrastē un iekšzemes ūdeņu krastos. Vidējais olu tilpums lauksaimniecības zemēs bija lielāks kā jūras piekrastē un iekšzemes ūdeņu krastos, taču šī atšķirība nebija statistiski būtiska. Augstākā šķilšanās varbūtība bija iekšzemes ūdeņu krastos, bet zemākā - lauksaimniecības zemēs (17. attēls). Atšķirība starp iekšzemes ūdeņu krastos ligzdojošajiem un lauksaimniecības zemēs ligzdojošajiem bija statistiski būtiska. Atkārtota ligzdošana pēc pirmās nesekmīgās reģistrēta visās biotopu grupās, taču lauksaimniecības zemēs tā novērota biežāk.



17. ATTĒLS. Jūrasžagatu ligzdu šķilšanās varbūtība 3 biotopu grupās. Statistiski būtiskas atšķirības konstatētas starp piekrastes biotopiem un lauksaimniecības zemēm (z -tests pēc Berg 1992; $z = 3,33$; $P < 0,01$).

15. TABULA. **Dažādi jūraszagatas ligzdošanas parametri trijās biotopu grupās.** Visas sezonas ieskaitītas. Atkārtotie dējumi iekļauti. Datumus pārvēršot skaitļos, ligzdošanas fenoloģijā būtiskas atšķirības starp biotopiem nav atrastas (Kruskala-Valisa kritērijs *Kruskal Wallis Test*; $H=0,29$; n.s.) Dējuma lielums bija būtiski lielāks piekrastē un iekšējo ūdeņu krastmalās, salīdzinājumā ar lauksaimniecības zemēm (salīdzinātas 2 un 3 olu dējumu proporcijas; $\chi^2 = 8,87$; d.f.=1; ar Jeitsa korekciju *Yates correction*, $P<0,01$). Atšķirības vidējo olu tilpumā nebija statistiski būtiskas (Vienfaktora dispersijas analīze; $F_{2,173}=0,45$; n. s.).

Biotopu grupa	Vidējais pirmās olas iedēšanas datums	Vidējais dējuma lielums	Vidējais olu tilpums (cm ³)	Atkārtotie dējumi	Ligzdu īpatsvars uz salām (%)	Ligzdu īpatsvars kaiju kolonijās (%)
Piekraste	13 maijs	2,79	38,56	reti I	29	57
Iekšējie ūdeņi	15 maijs	2,73	38,54	reti I	65	37
Lauksaimniecības zemes	13 maijs	2,42	38,95	bieži līdz 2	-	-

DISKUSIJA

Atsevišķi autori (Harris 1967; Safriel 1985; Hilden 1987), kā par vienu no galvenajiem cēloņiem sugu emigrācijai no piekrastes uz iekšzemes biotopiem, uzskata lielo plēsīgo kaiju - sudrabkaijas *Larus argentatus* un melnspārnu kaijas *Larus marinus* - skaita pieaugumu piekrastes joslā, kas novērots vairākos Eiropas reģionos. Arī Latvijā pēdējā laikā sudrabkaiju skaits ir palielinājies (Priednieks, Strazds u. c. 1989; Strazds u. c. 1994). Lai gan sudrabkaiju plēsonības fakts novērots arī Latvijā (uzbrukums jūraszagatas mazulim, autora novērojums), tomēr ticamāks izskaidrojums saistīts ar ligzdošanai piemērotu biotopu nepietiekamību. Rīgas jūras līča piekrastē visi potenciālie jūraszagatu biotopi (Kolkas rags, Mērsrags, Lielupes grīva, Gaujas grīva, posms Salacgrīva-Ainaži) ir aizņemti un šeit, ja neskaita vietas, kur ligzdošana bijusi neregulāra, novērots izteikts teritoriju pastāvīgums. Populācijas pieaugumu līdz 70. gadiem, acīmredzot, ierobežoja potenciālo ligzdošanas vietu - platu liedagu - trūkums. Tajā laikā Eiropā daudzās valstīs jūraszagatu skaits bija daudzkārt pieaudzis (Marchant *et al.* 1986, Beintema 1991 a) un, acīmredzot, Latviju sasniedza arvien vairāk un vairāk klejojošo īpatņu (*floaters* – pēc

Sutherland 1996 b). Ja šie īpatņi gribēja ligzdot Latvijā, vienīgā iespēja bija iekšzemes teritoriju kolonizācija.

Ziemeļu kaimiņvalstī Igaunijā ir stabila 3000-4000 pāru populācija, kas apdzīvo arhipelāgus un jūras piekrasti, kur ir ļoti daudz piemērotu ligzdvieta. Igaunijā ir tikai viens iekšzemes ligzdošanas gadījums (Leibak *et al.* 1994). Arī Somijas 6000 pāru arhipelāgu populācija ir stabila vai pat pieaugoša. Iekšzemē ligzdo tikai 20 izkaisīti pāri (Koskimies 1989). No tā var secināt, ka citur Baltijas reģionā, kur vien ir teicami piekrastes biotopi (salu arhipelāgi un izlocīta piekraste), ekspansija iekšzemes virzienā ir daudz lēnāka vai vispār nenotiek.

Sakarā ar ievērojamām sezonālajām variācijām, ir grūti novērtēt ligzdvieta pieejamību upju ielejās un ezeru krastos, bet liekas, ka visas iespējas upju un ezeru kolonizācijā arī patlaban vēl nav izsmeltas (13. un 14. tabula). No Latvijas lielākajām upēm tikai Daugavai un Gaujai ir stabila jūraszagatu populācija (13. tabula). Droši vien, ka viens no sekmīgas izplatības iemesliem Daugavas ielejā, bija plašu dolomīta un grants karjeru klātbūtne. Pēc Latvijas Ligzdojošo putnu atlanta (1980.-1984.) papildziņu anketu datiem var izsekot, ka, ja neskaita atsevišķus ligzdošanas gadījumus, jūraszagatas masveidā vispirms tika atrastas ligzdojot karjeros, bet tikai pēc tam uz dabiskām Daugavas salām. Tāpēc iespējams, ka Daugavas gadījumā, vairāku hidroelektrostaciju posmā no Rīgas līdz Pļaviņām, karjeriem bija ļoti nozīmīga loma, kas sekmēja jūraszagatu nokļūšanu līdz Daugavas augštecei, kur karjeru klātbūtne vairs nav nepieciešama, jo upes ielejā ir daudz piemērotu dabisko ligzdvieta. Citu Latvijas lielāko upju krastos nav vai ir tikai daži šādi karjeri, un tas, acīmredzot, padara sugas ekspansiju daudz lēnāku. Dažas reizes ligzdošanas sezonā atsevišķi īpatņi novēroti arī pie Lielupes (Jelgavā; E. Račinska dati) un Ventas (pie Skrundas; V. Smislova dati).

Svarīgākais faktors jūraszagatu izplatībai ezeros, acīmredzot, bija plašu, klaju bezveģetācijas laukumu klātbūtne uz salām un krastos. Ja šāds, bieži mākslīgi radīts, biotops parādījās, tas dažu gadu laikā dabiskās sukcesijas rezultātā pārvērtās pļavā vai krūmājā. Tādēļ visbiežāk šādas vietas jūraszagatu ligzdošanai bija piemērotas ļoti īslaicīgi. Parasti viens jūraszagatu pāris ligzdoja katrā ezerā, ja vien netika izveidotas mākslīgas, ūdensputnu piesaistīšanai paredzētas, saliņas (14. tabula). Iespējams, ka jūraszagatas

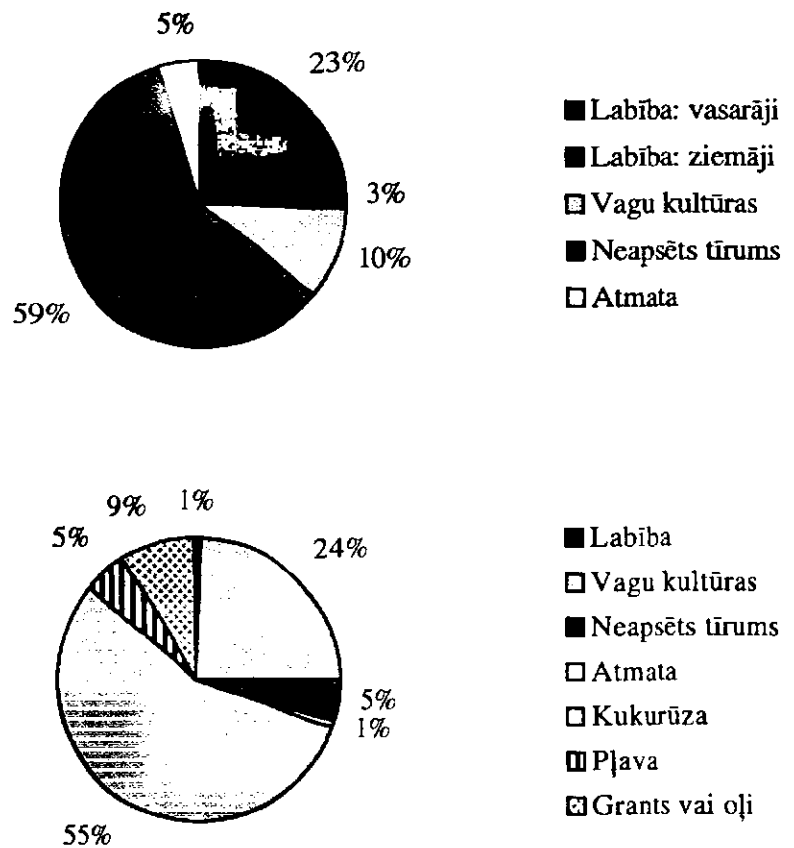
barības pētījumi, kas Latvijā līdz šim nav veikti, varētu labāk izskaidrot tās izplatības īpatnības.

Nākotnē lauksaimniecības zemes jūrasžagatai var kļūt par nozīmīgu ligzdošanas biotopu. Līdz šim suga ligzdo tikai uz aramzemes, bet, kā rāda, piemēram, Anglijas pieredze, tā drīz var apgūt arī zālājus, kur ligzdošanas sekmes ir augstas (Briggs 1984). Diemžēl Latvijā kopš 1990. gada kopējā daudzgadīgo zālāju platība samazinājusies no 169 tūkstošiem līdz 22 tūkstošiem hektāru; aramzemei - no 1627 līdz 1195 tūkstošiem hektāru (Anon. 1995). Lauksaimnieciski pamestās zemes pārsvarā ir pārvērtušās 3-4 gadus vecās atmatās, kuras pārsvarā nav piemērotas bridējputnu ligzdošanai. Intensīvi apganītas pļavas sastopamas diezgan reti, un, ja jūrasžagatas turpinās savu izplatību iekšzemē, aramzeme būs vienīgais pieejamais ligzdošanas biotops.

Vēl viena Latvijas lauksaimniecības zemēs ligzdojošo jūrasžagatu īpatnība ir tā, ka ligzdas vienmēr atrodas uz kailas zemes vai arī ļoti trūcīgā, īsā veģetācijā. Jūrasžagatas ignorē pat īsi apgrauztas ganības un labības laukus, kur veģetācija nav augstāka par 5-10 centimetriem. Tipiska jūrasžagatas ligzda atrodas pilnīgi atklātā laukā un perējošais putns ir redzams no vairākiem simtiem metru liela attāluma. Vācijā Lejas Reinas apgabalā lauksaimniecības zemēs ligzdojošās jūrasžagatas visbiežāk izvēlējās kukurūzas vai cukurbiešu laukus (17. attēls; Glinka, Wolf 1994). Lankašūrā, Anglijā, jūrasžagatām, kuras ligzdoja aitu ganībās, ligzdas bija pat ļoti labi nomaskētas atgādinot pļavas tilbīšu *Tringa totanus* ligzdas (Briggs 1984).

Austrālijā veikti pētījumi ar divām jūrasžagatu sugām, kas apdzīvo piekrastes biotopus. Viena suga *Haematopus longirostris* ir līdzīga *H. ostralegus*, kuras apspalvojumā dominē kontrastējošs melnbalts apspalvojums. Otrās sugas *Haematopus fuliginosus* apspalvojums ir pilnīgi melns. Pētījumi parādīja izteiktu konsekvenci šo abu sugu ligzdvieta izvēlē, ko noteica pielāgošanās, kas vērsta uz perējošā īpatņa maskējumu: *H. longirostris* ligzdoja labāk apslēptās vietās uz gaišāka fona, bet *H. fuliginosus* uz tumšām smiltīm (Lauro, Nol 1995). Latvijā jūrasžagata, kuras apspalvojums ir ļoti pamanāms – melnbalti kontrasējošs – ligzdo uz tumšas aramzemes, kas norāda uz to, ka ap 10 gadus ilgajā periodā, kopš suga apguvusi lauksaimniecības zemes, tā nav spējusi 'iemācīties' novērtēt plēsonības risku.

Jūraszagatu asociācija ar kaijām ligzdošanas laikā var palielināt olu šķilšanās sekmes un mazuļu izdzīvošanu (Vermeer *et al.* 1992). Jūras piekrastē vairāk ligzdu atradās aktīvo kaiju koloniju tuvumā nekā iekšējo ūdeņu krastmalās, taču ligzdošanas sekmes augstākas bija iekšzemē (14. tabula). Lauksaimniecības zemēs vienīgā aktīvā jūraszagatas kaimiņu suga ir ķīvīte: abu sugu kopīgie uzbrukumi vārnām *Corvus corone cornix* un kraukļiem *Corvus corax* bija ļoti sekmīgi, taču šī aizsardzība bija bezspēcīga pret lauksaimniecības mašīnēriju. Salīdzinājumā ar jūras piekrasti, upju ielejās, ezeros un karjeros lielāks ligzdu skaits atradās uz ūdens norobežotām saliņām. Acīmredzot, šim apstāklim bija pozitīvs iespaids uz ligzdošanas sekmēm, jo, kā novērots, uz saliņām ligzdas ir mazāk pieejamas cilvēkam un citiem zīdītājiem-plēsējiem (Giroux 1985; Vermeer *et al.* 1992; Robertson 1995).



18. ATTĒLS. Jūraszagatas ligzdošanas biotopi Latvijas (augšā) un Vācijas Lejas Reinas apgabala (apakšā) lauksaimniecības zemēs (pēc Glinka, Wolf 1994).

Dējuma lieluma atšķirības starp ligzdotājiem lauksaimniecības zemēs un citās biotopu grupās (15. tabula) var izskaidrot ar lielāku skaitu atkārtoto dējumu lauksaimniecības zemēs, salīdzinot ar piekrastes un iekšzemes biotopiem. Tomēr tas pilnībā neizskaidro šo atšķirību, jo bieži arī pirmajos dējumos lauksaimniecības zemēs bija tikai 2 olas. Novērots, ka atbildot uz zemām ligzdošanas sekmēm, daudzām sugām ir vairāki atkārtotie dējumi vienas sezonas laikā. Savukārt populācijām, kurām ir vairāk dējumu sezonā, raksturīgs mazāks olu skaits dējumā (Martin 1995). Tādējādi var pieņemt, ka jūraszagatas lauksaimniecības zemēs, ciešot no ļoti zemām ligzdu šķilšanās sekmēm, atstāj iespēju atkārtot ligzdošanu vairākas reizes, samazinot dējuma lielumu, t.i. olu producēšanai un apsildīšanai patērējamo enerģiju.

Viens no bridējputnu olu izmēru variācijas izskaidrojumiem ir tāds, ka tos lielā mērā kontrolē iedzimtība (Väisänen *et al.* 1972; Laurila, Hario 1988, Grant 1991). Šis pētījums parādīja, ka vidējais olu tilpums lauksaimniecības zemēs bija lielāks nekā citos biotopos, lai gan šī atšķirība nebija statistiski būtiska, iespējams, nelielā datu apjoma dēļ, jo iekšējo ūdeņu populācijai mērītas tikai 29 olas. Ja pieļautu, ka šāda atšķirība pastāv, tad tas liktu secināt, ka lauksaimniecības zemju populācija vismaz daļēji sastāv no īpatņiem, kas ieradušies no reģioniem, kuros olas ir lielākas. Väisänen (Väisänen 1977) atrada, ka, salīdzinot dažādas jūraszagatu populācijas, olu tilpums pieaug ziemeļrietumu - rietumu virzienā no Baltijas jūras. Tas varētu norādīt, ka Latvijas populācijas pieaugumu stimulēja īpatņu ierašanās no populācijām, kas dzīvo rietumos no Latvijas, piemēram, Vācijā vai Holandē. Latvijas lauksaimniecības zemēs šķilšanās varbūtība bija 6,2%, turklāt jauno putnu apspalvošanās dati nav zināmi. Šādos apstākļos ir grūti iedomāties pašatražojošu populāciju. Taču realitātē šī populācija pat pieaug, un tas var notikt, vienīgi īpatņiem ierodoties no citurienes.

Saskaņā ar maniem novērojumiem, jūraszagatu ligzdas piekrastē cieta no appludināšanas, putniem (vārnām un kraukļiem), zīdītājiem (lapsām *Vulpes vulpes* un Amerikas ūdelēm *Mustela vison*). Iekšzemes ūdeņu populācijai galvenie draudi bija putniplēsēji; retumis tika novērota ligzdu appludināšana un bojāeja cilvēka darbības rezultātā. Lauksaimniecības zemēs jūraszagatas sastop visu iespējamo plēsēju kopumu, kā arī vēl tās apdraud mehanizēta lauku apstrāde, kas rada lielāko daļu zaudējumu. Liekas, ka

aramzeme jūraszagatām kaut kādu iemeslu dēļ ir ļoti pievilcīgs biotops, ka kritiskās vairošanās sekmes nemaz neietekmē skaita palielināšanos un jaunu vietu apgūšanu. Iespējams, ka aramzemju pievilcība izpaužas tajā faktā, ka jūraszagatu atlidošanas brīdī (ap 1. aprīli) un vēl kādu laiku pēc tam, laukos nenotiek nekāda cilvēka darbība, un tas rada mērīgu iespaidu par aramzemju piemērotību ligzdošanai.

Uzskata, ka jūras piekraste vēsturiski ir jūraszagatas dabiskais biotops (Briggs 1984), un tur to olu dēšanas fenoloģijai jābūt pieskaņotai periodam, kad barība ir pieejama vislielākajā daudzumā (Lack 1954). Taču, salīdzinot jūraszagatas ligzdošanas biotopus Latvijā, olu dēšanas fenoloģija būtiski neatšķirās (15. tabula). No tā var secināt, ka, līdzīgi, kā tas tika konstatēts Lankašīrā, Anglijā (Briggs 1984), iekšzemes ūdenstilpēs un lauksaimniecības zemēs jūraszagatas vēl nav pieskaņojušas savu galveno šķilšanās laiku sauszemes bezmugurkaulnieku biomasas maksimumam, kurš noteikti ļoti atšķiras no piekrastes rajoniem (M. Šternbergs, pers. sarakste). Līdzīgu secinājumu var izdarīt arī attiecībā uz veiksmīgu ligzdvietau izvēli: Latvijas lauksaimniecības zemēs jūraszagatas vēl nav pielāgojušās ligzdot drošās vietās. To var attiecināt gan uz pareizā mikrobiotopa izvēli, kurš būtu aizsargāts pret augsnes mehanizētu apstrādi, gan arī uz neuzkrītošas ligzdvietau izvēli, kas mazinātu plēsonības draudus.

KOPSAVLKUMS: Jūraszagatas *Haematopus ostralegus* izplatība un ligzdošanas ekoloģija Latvijā: atšķirības starp piekrastes un iekšzemes biotopiem

No putnu ekoloģijas viedokļa interesanta parādība ir tipisku piekrastes sugu ligzdošanas areāla paplašināšanās no piekrastes iekšzemes virzienā. Latvijā tam labs piemērs ir jūraszagata, kura pēdējo 20 gadu laikā ievērojami paplašinājusi savu izplatību. Lai mēģinātu noskaidrot tā cēloņus un salīdzinātu ligzdošanas bioloģiju starp piekrastes (vēsturiskajiem) un iekšzemes (jaunajiem) biotopiem, no 1989. līdz 1995. gadam tika veikti izplatības un ligzdošanas pētījumi. Laika posmā no 1989. līdz 1992. gadam, visas iepriekš zināmās jūraszagatas ligzdošanas vietas Latvijā tika apsektas, kā arī atrastas vairākas jaunas vietas. Visās bijušajās un esošajās ligzdošanas vietās aprakstīti biotopi, uzskaitīti ligzdojošie pāri. Iegūti dati par 151 ligzdu, no tām 106 atrada autors, 45 - citi novērotāji (papildus dati iegūti no Latvijas Ornitoloģijas biedrības ligzdu kartiņām). Analizētas jūraszagatas izplatības izmaiņas un jaunu biotopu apgūšanas fāzes. Salīdzināti ligzdošanas ekoloģijas dati (ligzdošanas blīvums, ligzdošanas fenoloģija, dējuma lielums,

olu tilpums un šķīšanās sekmes) starp 3 biotopu grupām: piekrastes biotopiem, iekšējo ūdeņu krastmalu biotopiem un aramzemi.

Jūraszagatas ligzdošanas areāla paplašināšanās no Latvijas piekrastes rajoniem iekšzemes virzienā noritēja divās fāzēs: pirmajā, kas notika no 70. gadu beigām, suga apguva gan jaunus biotopus (sēres Daugavas ielejā, karjerus un jūras piekrastes ezeru krastus), gan jaunas teritorijas; otrajā, kas sākās 80. gadu beigās, - tikai jaunu biotopu (aramzemi). Ekspansijas rezultātā jūraszagatu Latvijas populācija palielinājās vairāk kā 3 reizes. Acīmredzot, šī ekspansija notika tāpēc, ka piekrastes rajonos bija ierobežota ligzdvieta pieejamība. Ņemot vērā to, ka aramzemē bija kritiski zemas ligzdošanas sekmes, droši var teikt, skaita pieaugums bija iespējams, vienīgi Latvijas populācijai papildinoties ar īpatņiem, kas ieradusies no citiem Eiropas reģioniem, kur, pēc literatūras datiem, jūraszagatu skaits strauji pieaug. Jūras piekrastē ligzdošanas sekmes bija viduvējas, bet upju ielejās un ezeru krastos ligzdošanas sekmes bija visaugstākās. Neskatoties uz to, pāru skaits lauksaimniecības zemēs joprojām pieaug. Lauksaimniecības zemēs jūraszagatas visbiežāk izvēlējās ļoti nelabvēlīgas ligzdvieta – neapsētus laukus, kuriem ne tikai draud kultivācija, bet arī perējošais putns pamanāms no liela attāluma. Aramzemē olu skaits dējumā bija būtiski mazāks kā jūras piekrastē un iekšējo ūdeņu krastmalās ($P < 0,01$).

PATEICĪBAS

Es ļoti pateicos Dr Ake Bergam (*Ake Berg*) no Zviedrijas Lauksaimniecības zinātņu universitātes (*Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala*) un Aināram Auniņam no Latvijas Dabas fonda par vērtīgiem komentāriem šīs nodaļas tapšanā, kā arī nelaiķim docentam Mārim Šternbergam par diskusijām par jūraszagatu barības bāzi un barošanās biotopiem. Bez LU Doktorantūras daļas un Latvijas Dabas fonda finansiālā atbalsta nebūtu iespējama šī ziņojuma prezentēšana Bridējputnu Pētniecības grupas (WSG) sanāksmē un X Ūdensputnu ekoloģijas simpozijā, Aveiro, Portugālē, 1995. gada septembrī.

4. nodaļa

Pļavu ornitoloģisko vērtību noteicošie faktori Latvijas jūras piekrastē

IEVADS

Pļavas, atšķirībā no liedagiem un kāpām, Latvijas piekrastē ir reti biotopi, kas sastopamas dabiski norobežotās teritorijās (Laime 1997; Opermanis, Kabucis, npublicēti materiāli). Pļavas ir zemes lauksaimnieciskas ekspluatācijas rezultāts, kur cilvēka darbība notur dabisko sukcesiju noteiktā līmenī. Tāpēc pļavu putnu sabiedrības ir atkarīgas no tradicionālās cilvēka darbības - pļaušanas un lopu ganīšanas (Krol 1986; Beintema 1991 a). Pļavās, kuru apsaimniekošana ir pārāk intensīva vai arī tiek pārtraukta, novērota strauja pļavu putnu skaita un daudzveidības samazināšanās (Hötker 1991). Piekrastes pļavu, faunas un floras aizsardzība ir kļuvusi par prioritāti daudzās Eiropas valstīs, tajā skaitā arī Baltijas reģionā (Krol 1986; Opermanis 1995; Leibak, Lutsar 1996).

Daudzām putnu sugām, kas ligzdo uz zemes atklātās vietās ar īsu veģetāciju, ir specifiskas prasības pēc ligzdošanas biotopa un ligzdvietai (Cody 1985), kur liela loma ir veģetācijas augstumam un struktūrai (Colwell, Oring 1990; Green, Griffiths 1994; Rodrigues 1994). Tas saistīts ar to, ka putni cenšas izvēlēties biotopus un ligzdvietai, kas samazina plēsonības negatīvo efektu (Martin 1993 a).

Šajā pētījumā tika pārbaudīts, vai putnu sugu daudzveidība Latvijas jūras piekrastes pļavās ir atkarīga no veģetācijas augstuma, apsaimniekošanas veida, pļavas platības un citiem faktoriem. Otrs šī pētījuma mērķis bija, veikt Latvijas piekrastes pļavu inventarizāciju, reģistrējot sugu daudzveidību un, īpaši reto sugu, sastopamību. Turklāt, apsekojot visas jūras piekrastes pļavu teritorijas Latvijā, bija plānots sastādīt sugu

apdraudētības sarakstu, kā arī sarindot atsevišķas pļavu teritorijas, atkarībā no to nozīmes retu pļavu sugu saglabāšanā.

MATERIĀLS UN METODIKA

Pētījumu vietas

Pētījums tika veikts 11 piekrastes pļavu teritorijās, kas izvietotas gar Rīgas jūras līci un Liepājas ezera piekrasti (1. attēls). Pētījumu teritorijas tika izvēlētas tā, lai tās pārstāvētu visas jūras piekrastes pļavas Latvijā, kuru platība lielāka par 5 ha. Par piekrastes pļavām tika uzskatītas tās pļavas, kur sastopamas augu-halofitu sabiedrības (Kabucis, pers. sarakste). Pētīto teritoriju raksturojums dots 16. tabulā. Pļavu teritorija Liepāja C atrodas Liepājas ezera rietumu krastā uz dienvidiem no Liepājas. Teritorija, kas apzīmēta kā Liepāja A, atrodas Liepājas pilsētā, ezera rietumu krastā un ir pazīstama ar nosaukumu 'Ezerkrasta pļavas' (1. attēls).

Pļavu robežas tika uzskatītas 1996. gada lauka pētījumos. Teritoriju platība un to attālums līdz jūras krastam mērīts, izmantojot PSRS armijas topogrāfiskās kartes 1:10000 mērogā. Kartējot pļavu robežas, niedrāju un krūmāju platības, kas robežojās ar pļavām, netika iekļautas.

Sugu izvēle un uzskaišu metodes

Pētījumam tika izvēlētas putnu sugas, kas kopā veido Latvijas piekrastes pļavām raksturīgo putnu sabiedrību. Kopsummā tika izvēlētas 12 sugas (17. tabula). No šīm sugām piecas iekļautas Latvijas Sarkanajā grāmatā (Ingelög *et al.* 1993). Latvijas apstākļos vienīgā tikai jūras piekrastē ligzdojošā putnu suga bija Šinca šņībītis, vairākām citām sugām šeit ligzdo būtiska daļa no kopējās Latvijas populācijas (Opermanis 1995).

16. TABULA. Izvēlēto piekrastes pļavu teritoriju raksturojums.

Nr.	Vietas nosaukums	Platība (ha)	Attālums līdz jūrai (m)	Novietojums
1.	Liepāja C	9,6	3200	Piekrastes ezera krasts
2.	Liepāja A	11,5	2200	Piekrastes ezera krasts
3.	Vītiņu pļavas	40,3	4400	Piekrastes ezera krasts
4.	Mērsrags	18,2	0	Jūras krasts
5.	Lielupes grīva	9,1	1200	Upes grīva
6.	Daugavgrīva	21,6	150	Upes grīva
7.	Vecdaugava	35,9	1300	Upes grīva
8.	Gaujas grīva	23,1	900	Upes grīva
9.	Kuiviži	7,6	200	Jūras krasts
10.	Rožupe	12,7	200	Jūras krasts
11.	Ainaži	15,1	100	Jūras krasts

Lai atsevišķu teritoriju dati būtu salīdzināmi, visas pļavu teritorijas tika apsekotas 1996. gadā. Katra teritorija tika apsekota pilnībā, reģistrējot ligzdojošo putnu sugas. Sugas ligzdošana šajā pētījumā reģistrēta tikai ticamas vai pierādītas ligzdošanas gadījumā (pēc ligzdojošo putnu atlanta metodikas – Priednieks, Strazds u. c. 1989). Ligzdojošo pāru skaits uzskaitīts tikai bridējputniem. Lai varētu konstatēt gan agri ligzdojošās sugas (piemēram, ķīvīti), gan arī vēlāk ligzdojošās sugas (piemēram, mērkaziņu), katra teritorija apsekota vismaz 2 reizes. Veģetācijas augstums tika mērīts, apsekojot visas teritorijas 10 dienu periodā no 11. līdz 20. maijam. Katrā teritorijā trīsdesmit nejauši izvēlētās vietās izdarīti veģetācijas augstuma mērījumi ar precizitāti līdz tuvākajam centimetram. Iegūti dati par citām teritoriju raksturojošām iezīmēm, galvenokārt par pļavu apsaimniekošanas veidu un intensitāti. Pļavu apsaimniekošanas veidu reģistrācija vairums gadījumos attiecināma uz aktivitātēm, kas notikušas pagājušajā, 1995. gada sezonā. Informācija par pļavu apsaimniekošanu iegūta, aptaujājot vietējos iedzīvotājus, kā arī veicot tiešus novērojumus. Diemžēl, ņemot vērā šādas informācijas neprecīzo raksturu, nebija iespējams novērtēt pļavu apsaimniekošanas apmērus (platību) un intensitāti.

Sugu retuma un teritoriju nozīmes novērtēšana

Atsevišķas putnu sugas retums un iespējas šīs sugas klātbūtni izmantot teritoriju dabas aizsardzības vērtības noteikšanā, var būt ļoti atšķirīgas dažādos reģionos, tāpēc vēlams iegūt datus par katras valsts vai reģiona populācijām (Beintema 1983). Šajā darbā sugu relatīvais retums aprēķināts, balstoties uz to sastopamības biežumu Latvijas jūras piekrastes plāvās. Jūras piekrastes plavas 1996. gadā apsekotas pilnībā, tāpēc teorētiski sugu reģistrāciju biežumam būtu jāatspoguļo to patiesais retums. Es lietoju terminu 'relatīvais retums' tāpēc, ka daudzas no pētītajām 12 sugām Latvijā sastopamas arī citos biotopos. Dažas piekrastē retas sugas var būt bieži sastopamas Latvijā kopumā, un otrādi. Vēl jāpiezīmē tas, ka pētījums apskata sugu retumu telpā, t. i. atšķirības starp dažādām Latvijas jūras piekrastes plāvām 1996. gadā, nevis laikā, kam būtu nepieciešami ilgstoši pētījumi.

Sugu relatīvā retuma skaitļu aprēķināšana parādīta 17. tabulā. Šis skaitlis tālāk tika izmantots, lai novērtētu atsevišķu teritoriju ornitoloģisko nozīmi, summējot visu teritorijā sastopamo sugu relatīvā retuma skaitļus. Šādi aprēķinātā teritorijas vērtība balstās gan uz sugu daudzveidību, gan arī uz to, ka teritorija ir vērtīgāka, ja tur atrastas retākas sugas. Termins 'teritorijas ornitoloģiskā nozīme' lietots kā teritorijas nozīme Latvijas plavu putnu biotopa saglabāšanā.

REZULTĀTI

Retākās sugas Latvijas jūras piekrastes plāvās 1996. gadā bija bridējputni: Šinca šņībītis un gugantis (18. tabula). Latvijas Sarkanās grāmatas sugām bija lieli relatīvā retuma skaitļi. Tāpat lieli relatīvā retuma skaitļi bija vairumam ne-zvirbuļveidīgo putnu sugu.

Kopumā plavu teritorijas bija maz apsaimniekotas: 2 vietas bija pilnīgi pamestas, neregulāra plaušana reģistrēta 4 vietās, lopu ganīšana 4 vietās, pērnā gada kūlas dedzināšana - arī 4 vietās (18. tabula). Vecdaugava bija vienīgā vieta, kur tika konstatēti

visi apsaimniekošanas veidi, kā arī šeit pļava robežojās ar atklātu ūdeni. Lielāka ornitoloģiskā nozīme (sastopamo sugu relatīvo retumu summa) bija vietām, kur notika lopu ganīšana (Manna-Vitneja kritērijs $U=24$; $0,05 < P < 0,10$) un kurās pļavas robežojās ar atklātu ūdeni ($U=28$; $0,05 < P < 0,10$), taču šīs atšķirības nebija statistiski būtiskas, iespējams, nelielā datu apjoma dēļ. Pļaušanas un zāles dedzināšanas ietekme uz teritorijas ornitoloģisko vērtību netika konstatēta (attiecīgi $U=19$ un $16,5$; n.s.), iespējams tāpēc, ka katrs no apsaimniekošanas veidiem tika reģistrēts pat tad, ja tas bija skāris ļoti nelielas platības.

17. TABULA. Izvēlētās putnu sugas, to sastopamība piekrastes pļavu teritorijās un relatīvā retuma skaitļu aprēķināšana.

Sugas	Vietu skaits, kurās suga konstatēta (N)	Relatīvais retuma skaitlis (12-N)
Platknābis <i>Anas clypeata</i>	4	8
Grieze <i>Crex crex</i> §	5	7
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	5	7
Melnā puskuitala <i>Limosa limosa</i> §	3	9
Pļavas tilbīte <i>Tringa totanus</i> §	5	7
Gugatnis <i>Philomachus pugnax</i> §	2	10
Šinca šņībītis <i>Calidris alpina schinzii</i> §	1	11
Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>	6	6
Dzeltenā cielava <i>Motacilla flava</i>	11	1
Lauka cīrulis <i>Alauda arvensis</i>	10	2
Pļavas čipste <i>Anthus pratensis</i>	11	1
Lukstu čakstīte <i>Saxicola rubetra</i>	6	6

§ Latvijas Sarkanajā grāmatā iekļautās sugas

Starp atsevišķām teritorijām bija lielas relatīvā retuma summu atšķirības (18. tabula). Korelācija starp pļavu teritorijas ornitoloģisko nozīmi un teritorijas fizikālajām īpašībām parādīta 19. tabulā. Putniem būtisks faktors bija vietas platība, kas pozitīvi korelēja ar vietas nozīmību. Tāpat vietas ornitoloģiskā nozīme negatīvi korelēja ar vidējo veģetācijas augstumu.

Apskatot dažu bridējputnu sugu skaita atkarību no teritorijas platības, tikai mērkažiņu pāru skaits pozitīvi korelēja ar pļavu teritorijas platību (Spīrmēna rangu korelācija, $r_s=0,90$; $P<0,01$). Ķīvītei un pļavas tilbītei šī atkarība nebija būtiska (attiecīgi $r_s=0,34$ un $r_s=0,19$; n.s.).

18. TABULA. **Piekrastes pļavu vērtība atkarībā no sastopamajām putnu sugām.**
Saīsinājumi: GAN - apganišana, PLA - pļaušana, DED – dedzināšana.
UDE - pieceja pie atklāta ūdens.

Vietas nosaukums	Relatīvā retuma skaitļu summa	Veģet. vid. augst. (cm)	SD	Apsaimniekošanas veids			
				GAN	PLA	DED	UDE
Liepāja C	17	27,0	12,35			+	
Liepāja A	54	15,3	10,85	+			+
Vītiņu pļavas	31	38,9	17,66				
Mērsrags	47	11,7	9,01			+	+
Lielupes grīva	10	29,5	24,24				
Daugavgrīva	28	16,5	13,64	+			+
Vecdaugava	54	10,9	6,11	+	+	+	+
Gaujas grīva	23	41,1	30,09		+		
Kuiviži	11	15,7	10,39		+		
Rožupe	12	21,8	9,86		+	+	
Ainaži	24	15,6	8,74	+			+

DISKUSIJA

Veģētācijas augstumu pļavās nosaka cilvēka darbība – zāles pļaušana un lopu ganišana. Kad apsaimniekošanu pārtrauc, sākas sukcesija, kas izraisa gan floristiskas izmaiņas, gan biotopa struktūras izmaiņas, vienmēr radot arī būtiskas izmaiņas putnu sugu sastopamībā (Wiens 1989). Piekrastes pļavās tas izpaužas kā gadu gaitā arvien pieaugošs veģētācijas augstums, jo zemos halofitus nomaina pēc izmēriem lielākie glikofiti (Krol 1986). Baltijas jūras sāļums ir mazs, tāpēc šis faktors vien nespēj nodrošināt halofītu

eksistenci un novērst glikofītu dominanci (Krol 1986). Tāpēc piekrastes pļavas šajā reģionā ir jo īpaši jutīgs biotops.

19. TABULA. **Spīrmena rangu korelācija** (*Spearman Rank Correlation*) **starp teritorijā sastopamo sugu relatīvā retuma summām un vietu raksturojošiem lielumiem.** Statiski būtiskas sakarības norādītas ar zvaigznītēm: * $P < 0,05$.

Pļavu teritorijas pazīme	Korelācijas koeficients
Platība	0,64*
Attālums līdz jūrai	0,11
Veģetācijas minimālais augstums	-0,36
Veģetācijas maksimālais augstums	-0,39
Veģetācijas vidējais augstums	-0,57*
Veģetācijas mediānais augstums	-0,48
Veģetācijas augstuma intervāls	-0,14

Daudzi pētījumi liecina, ka veģetācijas augstums ir viens no galvenajiem faktoriem, kas nosaka pļavās un tundrā ligzdojošu bridējputnu ligzdvietai izvēli (Colwell, Oring 1990; Green, Griffiths 1994, Flodin *et al.* 1995, Soloviev, Tomkovitch 1996). Labāk apslēptas putnu ligzdas, kas atrodas garākā veģetācijā, retāk kā atklātas ligzdas krīt par upuri plēsējiem (Beintema, Müskens 1987). Taču vienlaikus, pat no apslēptas ligzdas, putnam jābūt iespējai pārskatīt apkārtni, lai laicīgi pamanītu draudošās briesmas. Līdz ar to skats no ligzdvietai arī ir būtisks, ligzdvietai izvēli ietekmējošs, faktors (von Haartman 1980; Giroux 1985; Paton, Dalton 1994; Soloviev, Tomkovich 1996). Tāpēc katras sugas ligzdošanas biotopa izvēlē ir veģetācijas garuma apakšējā un augšējā robeža: kad tās tiek pārsniegtas, ligzdošana netiek uzsākta. Dažādām Latvijas pļavu bridējputnu sugām tā variē 5 - 20 cm robežās (autora un A. Auniņa npublicēti materiāli).

Šī pētījuma dati parādīja, ka daudzās teritorijās optimālais veģetācijas garums ir krietni pārsniegts (piemēram, Gaujas grīvā, Vītiņu pļavās, Lielupes grīvā), bet citās tas ir gandrīz sasniedzis putnu tolerances augšējo robežu (18. tabula). To, ka Latvijas piekrastes

plavās veģetācijas augstums atrodas uz bridējputnu tolerances augšējās robežas, apstiprina arī veģetācijas vidējā augstuma un sastopamo sugu relatīvā retuma summas negatīvā korelācija (19. tabula). Ja veģetācijas augstums būtu tuvs apakšējai robežai (tāda situācija varētu rasties pārganīšanas rezultātā), tad šai korelācijai būtu jābūt pozitīvai.

Sugu skaita pieaugums, palielinoties apskatāmajai platībai, ir viens no sabiedrību ekoloģijas universālajiem likumiem (Wiens 1989). Arī šajā pētījumā teritorijās sastopamo sugu relatīvo retumu summa, kuru lielā mērā nosaka sugu skaits, pozitīvi korelēja ar plavas platību (19. tabula). Ne visām bridējputnu sugām ligzdojošo pāru skaits bija atkarīgs no plavas platības: ķīvītei un plavas tilbītei šāda sakarība netika atrasta, kamēr mērkaziņai tika konstatēta būtiska pozitīva korelācija. To var izskaidrot ar šo sugu atšķirīgo sociālo uzvedību: ķīvīte un plavas tilbīte ir tipiski grupveida ligzdotāji, bet mērkaziņai pārsvarā raksturīgs individuālais ligzdošanas tips (Cramp, Simmons 1983). Iespējams, ka mērkaziņas ligzdošanas teritoriju lielums ir relatīvi pastāvīgs, un tāpēc ligzdojošo pāru skaits var pieaugt tikai palielinoties kopējai plavu platībai. Grupveida ligzdotājiem teritorijas lielums var būt atkarīgs no ligzdošanas blīvuma, biotopa platības un citiem resursiem (Cody 1985, Galbraith 1989). Tāpēc grupveida ligzdotājiem plavas platības pieaugums ne vienmēr atspoguļojas lielākā ligzdojošo pāru skaitā.

Vērtīgākās jūras piekrastes plavu teritorijas Latvijā 1996. gadā bija Vecdaugava, Ezerkrasta plavas Liepājā (Liepāja A) un Mērsraga plava. Pārējo plavu teritoriju ornitoloģiskā vērtība, kas izteikta kā sastopamo sugu relatīvo retumu summa, bija mazāka (18. tabula). Vērtīgākajās teritorijās bija zemāks vidējais veģetācijas augstums un joprojām saglabājušies tradicionālie plavu apsaimniekošanas veidi. Taču jāatzīmē, ka dziļāku likumsakarību atklāšanai, neapšaubāmi, nepieciešams lielāks materiāla apjoms, kā arī vairāk un, varbūt, arī pēc platības lielākas plavu teritorijas, kādas, diemžēl, Latvijā nav vairs atrodamas.

KOPSAVLKUMS: Pļavu ornitoloģisko vērtību noteicošie faktori Latvijas jūras piekrastē

Pētījums veikts 11 jūras piekrastes pļavu teritorijās, kas praktiski pārstāv visu šo biotopu grupu Latvijā. Pētīta Latvijai tipiskā piekrastes pļavu putnu sabiedrība, kas sastāv no 12 putnu sugām. Visas pļavas tika apsekotas 1996. gadā. Ligzdojošo pāru skaits tika reģistrēts tikai bridējputniem, citām sugām tika konstatēta tikai to klātbūtne. Katrā teritorijā 30 nejauši izvēlētas vietās tika veikti veģetācijas augstuma mērījumi līdz tuvākajam centimetram. Tika reģistrēts cilvēka darbības veids un intensitāte. Pļavu ornitoloģiskās nozīmes novērtējums balstījās uz tajā sastopamo sugu retumu un sugu skaitu. Teritoriju ornitoloģiskās nozīmes mērs iegūts, summējot visu teritorijā sastopamo sugu relatīvā retuma skaitļus.

Piekrastes pļavas Latvijā pētījumu laikā 1996. gadā bija vāji apsaimniekotas: dažas teritorijas bija pamestas, kamēr vairumā citu cilvēka darbība (lopu ganīšana, pļaušana, kūlas dedzināšana) notika tikai periodiski vai arī ļoti nelielās platībās, kas nespēja nodrošināt biotopa saglabāšanos. Pļavu teritorijas tika sarindotas savas ornitoloģiskās nozīmes ziņā: visvērtīgākās piekrastes pļavu teritorijas bija Vecdaugava, Ezerkrasta pļavas Liepājā (Liepāja A) un Mērsraga pļava. Pļavas ornitoloģiskā nozīme, izteikta kā sastopamo putnu sugu relatīvā retuma skaitļu summa, pozitīvi korelēja ar vietas platību ($P < 0,05$) un negatīvi - ar veģetācijas vidējo augstumu ($P < 0,05$). Vieta bija vērtīgāka, ja tur ganīja mājlopus un ja pļavām bija tieša saskarsme ar atklāta ūdens platībām ($0,05 < P < 0,01$). No bridējputniem tikai mērkaziņai konstatēta būtiska ligzdojošo pāru skaita pozitīva korelācija ar pļavu teritorijas platību ($P < 0,01$).

PATEICĪBAS

Izsaku pateicību Eiropas Krastu Aizsardzības savienībai (EUCC), un jo īpaši Ingai Belasovai, par finansiālu atbalstu, kas ļāva ar šo materiālu piedalīties EUCC 6. Starptautiskajā konferencē, Neapolē, 1997. gada jūnijā. Paldies arī Ivaram Kabucim un Aināram Auniņam, kuri piedalījās materiāla vākšanā un metodikas apspriešanā.

5. nodaļa

Bridējputnu skaita dinamika piekrastes pļavās: 3 teritoriju piemēri

IEVADS

Pļavas ir viens no retākajiem biotopiem Latvijas jūras piekrastē. Neskatoties uz piekrastes pļavu nelielajām platībām, šajās teritorijās sastopama liela sugu daudzveidība, kā arī ligzdo vairākas sugas, kas iekļautas Latvijas Sarkanajā grāmatā. Pēdējās dekādēs gandrīz visas pļavu teritorijas cietušas no tradicionālās cilvēka darbības - lopu ganīšanas, siena pļaušanas – pārtraukšanas vai ievērojamas samazināšanās (Opermanis 1995). Sākot no 1995. gada, atsevišķās teritorijās tika veikti pļavu biotopa restaurācijas darbi, kas ietvēra niedrāju dedzināšanu, zemes virsmas uzaršanu, zāles un niedrāju pļaušanu. Lai nostiprinātu restaurācijas darbu rezultātus, tika mēģināts panākt pastāvīgu teritoriju apsaimniekošanu arī nākotnē, ieinteresējot vietējos iedzīvotājus.

Iepriekšējā nodaļā tika aplūkots Latvijas piekrastes pļavu stāvoklis 1996. gadā. Šis pētījums veikts, lai noskaidrotu pļavās ligzdojošo bridējputnu sugu daudzveidības un skaita izmaiņas pēdējos 20 gados. Otrs mērķis bija izpētīt faktorus, kas ietekmē putnu skaita izmaiņas, īpašu uzmanību pievēršot atsevišķu apsaimniekošanas veidu efektivitātei bridējputnu piesaistīšanā.

MATERIĀLS UN METODIKA

Pētījums tika veikts 3 pļavu teritorijās Rīgas jūras līča piekrastē: Mērsragā, Daugavgrīvā un Vecdaugavā. Vietu izvēli noteica diezgan bagātais vēsturiskais materiāls, jo ornitoloģiskie novērojumi šajās vietās bija veikti jau sen. Pētāmās sugas bija tipiskākie piekrastes pļavu bridējputnu sabiedrības pārstāvji - ķīvīte *Vanellus vanellus*, pļavas tilbīte *Tringa totanus*, gūgatnis *Philomachus pugnax*, melnā puskuitala *Limosa limosa*, Šinca šņībītis *Calidris alpina schinzii* un mērkaziņa *Gallinago gallinago*. Visas šīs sugas, izņemot ķīvīti un mērkaziņu, ir iekļautas Latvijas Sarkanajā grāmatā (Ingelög *et al.* 1993). Pēdējo 20 gadu laikā Latvijā skaita samazināšanās konstatēta arī ķīvītei un mērkaziņai (Strazds *u. c.* 1994).

Mērsragā lielāko daļu pļavu teritorijas aizņem mezofītiskas pļavas. Daugavgrīva izceļas ar mitrām apganītām pļavām, kuras bagātas ar halofītiem. Vecdaugavā sastopamas dažāda mitruma režīma pļavas apmēram vienādās proporcijās, veidojot atšķirīgas veģetācijas joslas (Kabucis, pers. sarakste). Visās vietās pļavas ieskauj niedrāji, krūmāji, atklāta ūdens platības un apdzīvotas vietas. Teritoriju platība dota 4. nodaļā, 16. tabulā. Mērsraga un Daugavgrīvas pļavas atrodas tiešā jūras tuvumā - tās atdala tikai kāpu josla. Vecdaugavas pussala atrodas 0,5 līdz 1 km tālu no jūras. Visām minētajām teritorijām ir Valsts aizsargājamas dabas teritorijas statuss. Tomēr bieži tās ietekmē rekreācija, jo atrodas blīvi apdzīvotu vietu tuvumā.

Dati par Mērsragā, Daugavgrīvā un Vecdaugavā ligzdojošajiem bridējputniem bija pieejami no 20. gadsimta septiņdesmito gadu beigām un, ar nelieliem pārtraukumiem, līdz 1997. gadam. Es veicu bridējputnu uzskaites kopš 1991. gada; pirms tam tās veikuši citi ornitologi. Īpaši lielu darbu veicis Elmārs Pēterhofs Mērsraga pļavā 1978.-1983. g., Māris Strazds un Agris Strazds Daugavgrīvā un Vecdaugavā 1978.-1982. g., Ģirts Strazdiņš Vecdaugavā 1986.-1991. g.

Ligzdojošo bridējputnu uzskaites vairumā gadījumu veiktas vairākas reizes sezonā, visbiežāk 2-5 reizes, no aprīļa beigām līdz jūnija beigām. Šis laiks ir vispiemērotākais visu minēto sugu vienlaicīgai uzskaitīšanai Latvijas apstākļos. Viens ligzdojošs pāris tika reģistrēts, ja: 1) tika atrasta ligzda vai izvesti mazuļi; 2) novērots teritoriāls pāris ar riesta

vai uztraukuma uzvedību; 3) no tālienes novērots perējošs putns. Mērkaziņas gandrīz visos gadījumos uzskaitītas, novērojot rieta lidojumus. Uzskaites veiktas, pilnībā pārstaigājot katru pļavu teritoriju. Dati apkopoti, ņemot vērā gan minimālo, gan maksimālo skaita vērtējumu, jo, uzskaites veicot dažādiem novērotājiem, turklāt ar dažādu reižu skaitu sezonā, datu salīdzināšana ir apgrūtināta. Intervāls starp minimālo un maksimālo skaita vērtējumu būtībā atspoguļo uzskaišu precizitāti: jo lielāks intervāls, jo informācija par attiecīgo gadu bijusi trūcīgāka (19.-21. attēls).

REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Bridējputnu skaita un daudzveidības dinamika

Triju biežāk sastopamo bridējputnu sugu skaita dinamika pētījumu vietās parādīta 19.-21. attēlos. Visās teritorijās, sākot no astoņdesmito gadu vidus līdz deviņdesmito gadu sākumam, novērojama ligzdojošo pāru samazināšanās tendence. Atsevišķās vietās tika reģistrēta sugu izzušana: melnā puskuitala neligzdoja Mērsragā no 1988. gada līdz 1995. gadam (21. attēls) un, acīmredzot, vienu sezonu Vecdaugavā (1994. gadā). Starp 1988. gadu un 1995. gadu arī ķīvīte Mērsragā ligzdoja tikai periodiski, parasti daži pāri. Gugatnis Daugavgrīvā vairs neligzdoja kopš 1992. gada, kamēr 1996. gadā šeit tika novēroti 4 tēviņi un 10 mātītes. Nākošajā - 1997. gadā - gugatņi Daugavgrīvā netika novēroti. 1997. gadā pēc 5 gadu pārtraukuma gugatņu riests ar 13 tēviņiem tika novērots Vecdaugavā. Šinca šņībītis kopš 1991. gada vairs neligzdoja ne tikai 3 pētītajās teritorijās, bet arī visā Rīgas līča piekrastē. Astoņdesmitajos gados Šinca šņībītis perēja Mērsragā (līdz 5 pāriem) un Daugavgrīvā (līdz 2 pāriem); gugatnis perēja Daugavgrīvā (līdz 20 pāriem) un Vecdaugavā (līdz 5 pāriem). Arī bridējputnu sugu daudzveidībai pārskata periodā, vismaz līdz 1995. gadam, bija tendence samazināties (22. attēls).

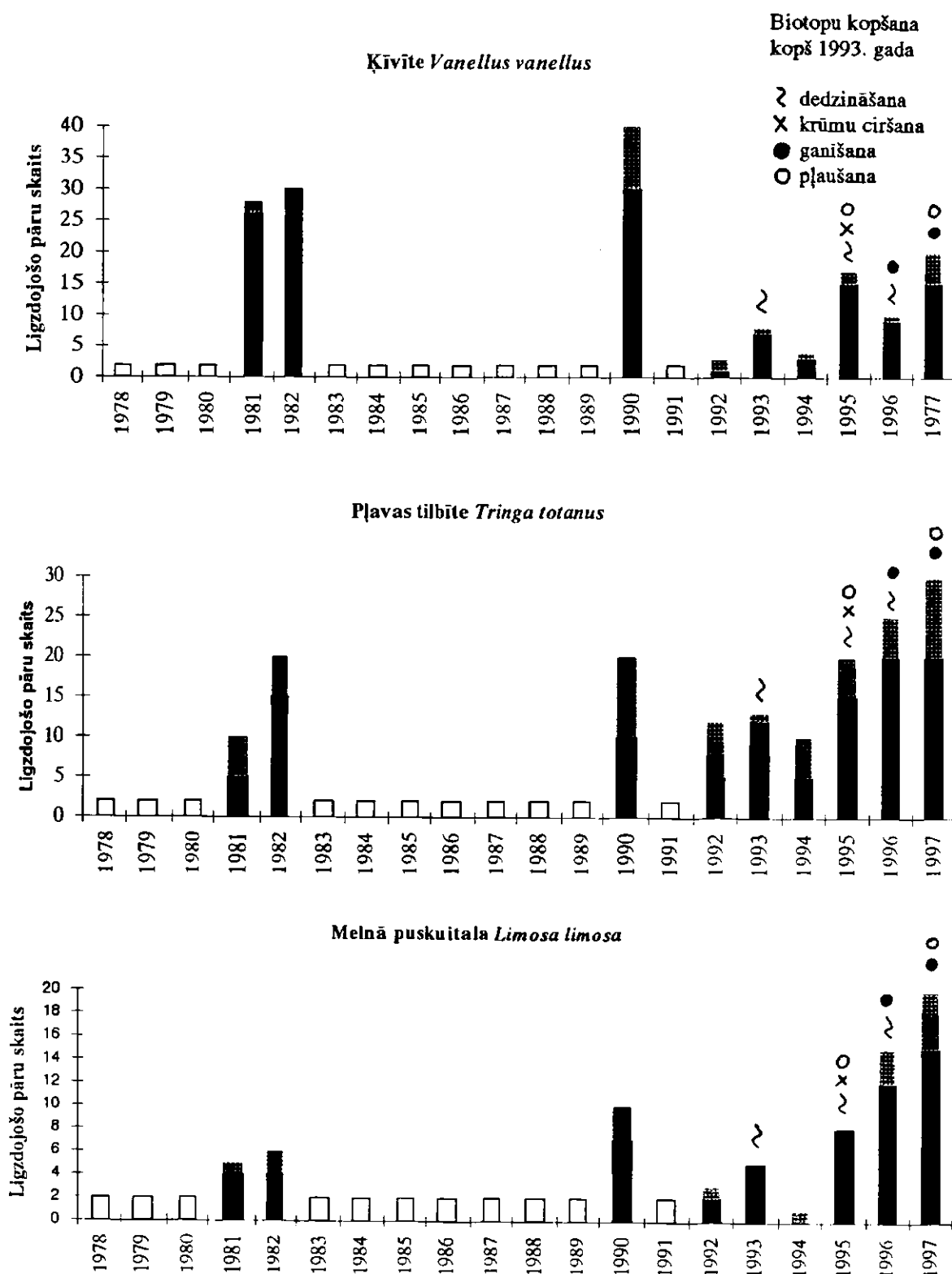
Kopš 1995. gada situācija uzlabojās Vecdaugavā un Mērsragā. Tas noticis, pateicoties speciālām pļavu apsaimniekošanas aktivitātēm - zāles un niedrāju dedzināšanai, lopu ganišanai un zāles pļaušanai (19. un 21. attēls). Vairums sugām perējošo pāru skaits

palielinājās, turklāt Vecdaugavā ligzdojošo melno puskuitalu skaits sasniedza vēl nebijušus apmērus (19. attēls). Diemžēl nav izdevies panākt retāko sugu - Šinca šņībīša un gugatņa pastāvīgu atgriešanos.

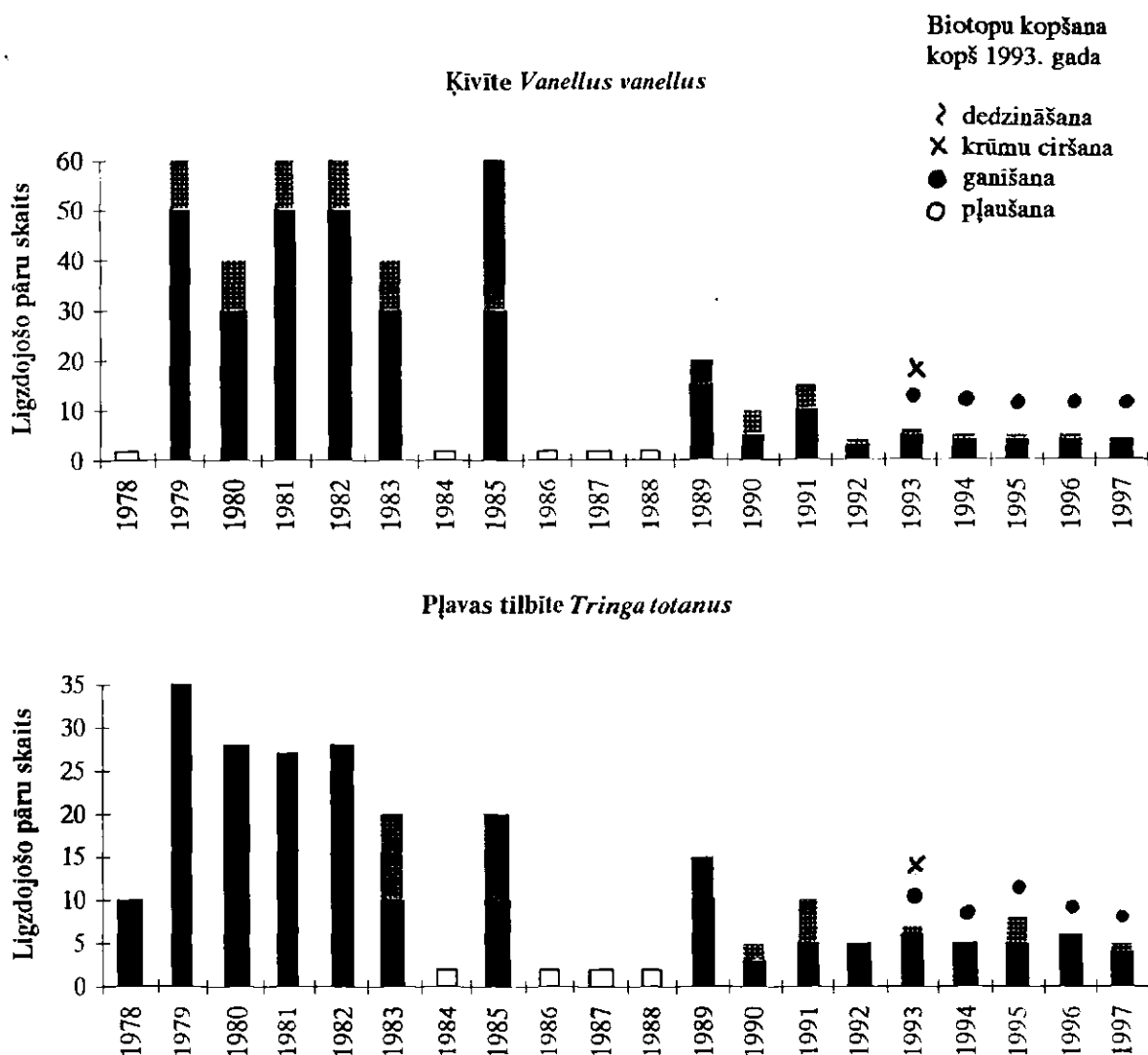
Daugavgrīvā, vismaz pēdējos piecus gadus, ligzdojošo bridējputnu skaits bija stabils, bet neliels (20. attēls). Acīmredzot, tas saistīts ar pavisam nelielu pļavu teritoriju, kas palikusi, niedrājam izplešoties. Kopš 1993. gada palielinot govju skaitu, nav izdevies palielināt ligzdojošo pāru skaitu.

Sugu klātbūtni un skaitu ietekmējošie faktori

Galvenais skaita samazināšanās iemesls bija ligzdošanas biotopu - īsas veģetācijas pļavas (5-20 cm augstas; atkarībā no sugas) - platību samazināšanās. Piemēram Daugavgrīvā 1983. gadā bija aptuveni 56,2 hektāri pļavu, bet līdz 1996. gadam to platība bija samazinājusies līdz 21,6 hektāriem (23. attēls). Šādu pļavu eksistencei galvenais nosacījums bija tradicionālās cilvēka aktivitātes - zāles pļaušana un lopu ganīšana. Šo aktivitāšu pārtraukšanu var izskaidrot ar lopu turēšanas ekonomisko neizdevīgumu, kā arī ar faktu, ka relatīvi nesen šajās teritorijās tika nodibināts dabas aizsardzības režīms (Mērsragā 1987. gadā, Vecdaugavā - 1987., Daugavgrīvā - 1988.). Septiņdesmitajos un astoņdesmitajos gados Latvijas PSR notika pastāvīga sabiedriskā ganāmpulka (kas parasti tika ganīts plašās kolhozu ganībās iekšzemē) īpatsvara palielināšanās un iedzīvotāju palīgsaimniecību lopu (kurī tika ganīti nelielas platības piemājas pļavās, ieskaitot piejūras pļavas) īpatsvara samazināšanās (Boruks 1995). Arī tagad zemnieku saimniecības, kas lopu ganīšanai izmanto relatīvi dabīgās pļavas, ir mazāk konkurētspējīgas nekā tās, kas izmanto kultivētus zālājus. Tāpēc šādās nelielās dabisko pļavu teritorijās zemnieki bieži atsakās ganīt lopus. Pieredze rāda, ka šādu pļavu saglabāšana iespējama vienīgi, izmaksājot kompensācijas (Kārsgard 1991; Leibak, Lutsar 1996).



19. ATTEĻS. 3 bridējputnu sugu skaita dinamika Vecdaugavā. Stabiņu melnā daļa - minimālais skaits, pelēkā daļa - maksimākais skaits. Baltais stabiņš nozīmē, ka vieta attiecīgajā gadā nav apsekota.

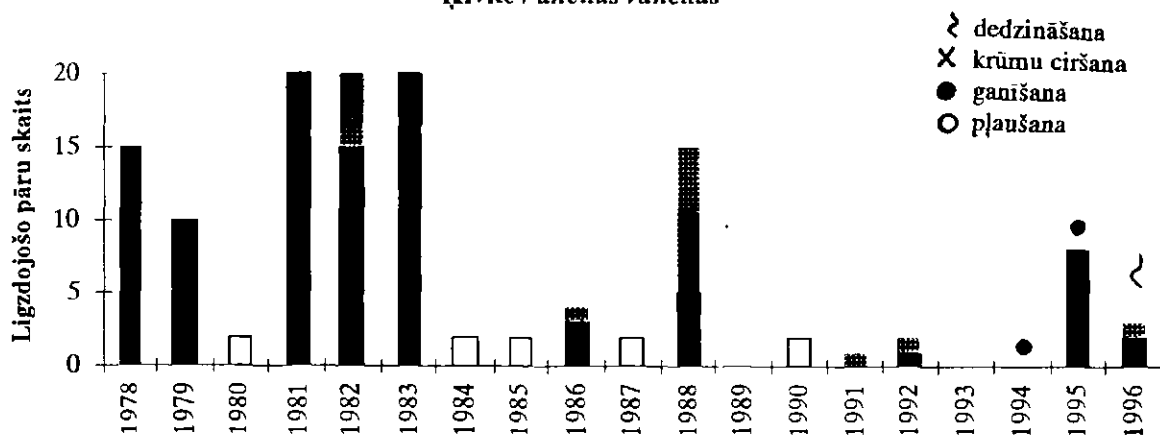


20. ATTĒLS. 2 bridējputnu sugu skaita dinamika Daugavgrīvā. Stabiņu melnā daļa - minimālais skaits, pelēkā daļa - maksimālais skaits. Baltais stabiņš nozīmē, ka vieta attiecīgajā gadā nav apsekota.

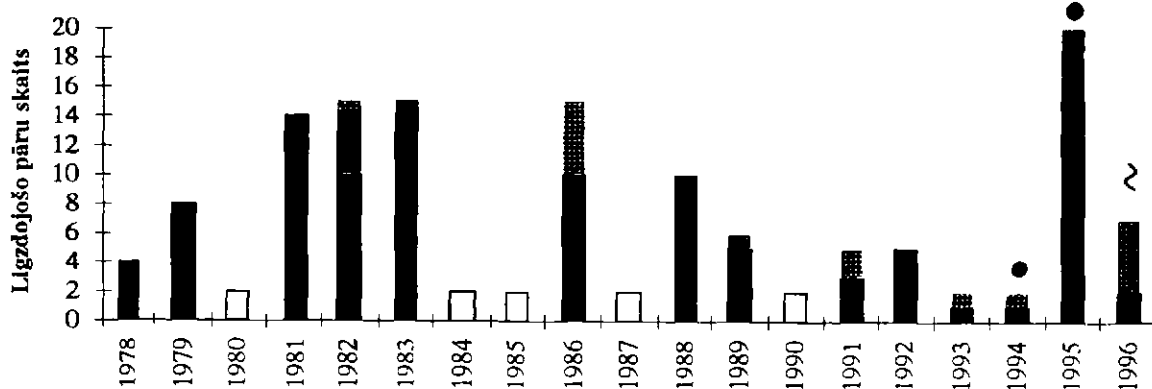
Arī Valsts dabas aizsardzības teritorijas nodibināšana cilvēkos izraisīja neadekvātu reakciju: iesīkstējušie priekšstati par dabas liegumiem kā par vietām, kur jānoliedz jebkāda cilvēka darbība (aizmirstot to, ka ne visas aizsargājamās augu un dzīvnieku sugas ir klimaksa sabiedrību elementi), sekmēja ganišanas un pļaušanas pārtraukšanu. Piemēram, Mērsraga ornitoloģiskā lieguma režīms paredzēja, ka aizliegta jebkāda saimnieciskā darbība tikai līdz 30. maijam (Anon. 1988), taču tas, acīmredzot, tika uztverts kā jebkādas saimnieciskās darbības noliegums. Iespējams, ka vainojami arī attiecīgie inspektori, kuri neizskaidroja lieguma režīma būtību.

Biotopu kopšana
kopš 1993. gada

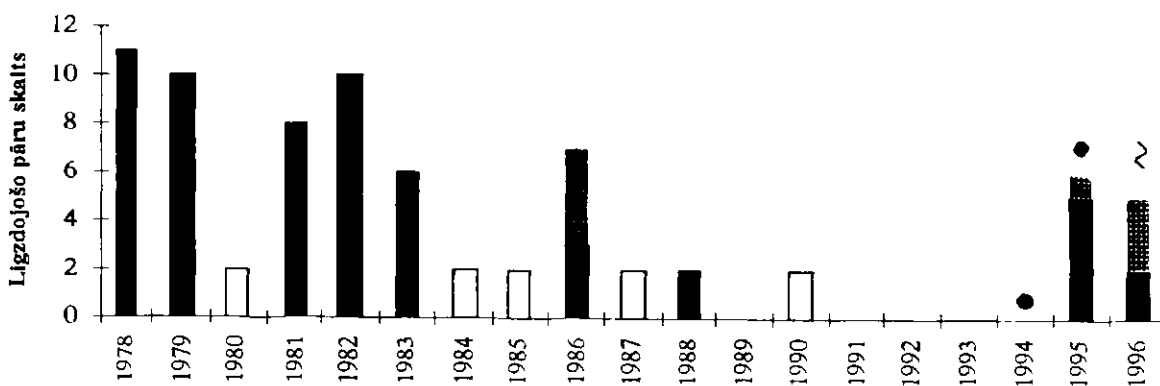
Ķīvīte *Vanellus vanellus*



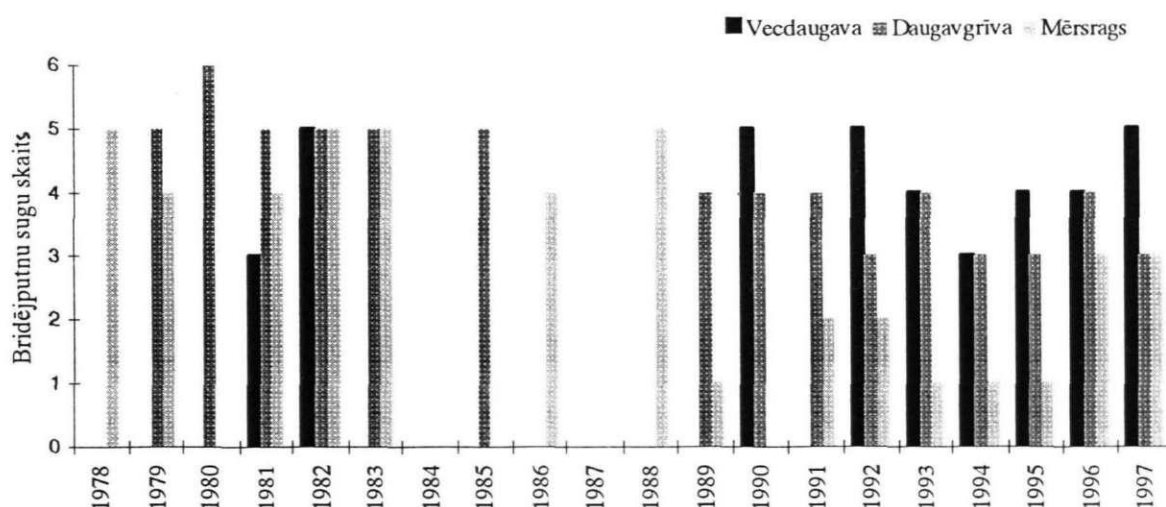
Plāvas tilbīte *Tringa totanus*



Melnā puskuītala *Limosa limosa*



21. ATTĒLS. 3 bridējputnu sugu skaita dinamika Mērsraga plāvā. Stabiņu melnā daļa - minimālais skaits, pelēkā daļa - maksimālais skaits. Baltais stabiņš nozīmē, ka vieta attiecīgajā gadā nav apsekota.



22. **ATTĒLS. Bridējputnu sugu daudzveidības izmaiņas 3 piekrastes plāvu teritorijās.** Trūkstoši stabīņi nozīmē ka uzskaites attiecīgajā gadā nav veiktas.

Pēc plāvu apsaimniekošanas pārtraukšanas sākās dabiskā sukcesija - blakus esošo niedrāju ekspansija vai aizaugšana ar krūmiem un kokiem. Pēdējais faktors atsevišķās vietās ne tikai samazināja ligzdošanas biotopa platību, bet arī samazināja ligzdošanas sekmes vēl ligzdojošiem bridējputniem, jo koki un krūmi kalpo par nosēšanās un novērošanas vietu dažādiem putniem - ligzdu postītājiem.

Vairumā gadījumu veģetācijas struktūras izmaiņas pēc plāvu apsaimniekošanas pārtraukšanas ir lēcienuveida. Ja zāli nenograuž vai nenoplauj, vai arī ziemā sniega sega to nenospiež, nākošajā pavasarī veģetācija var saniegt pat 50 cm augstumu, kur bridējputnu ligzdošana nav iespējama.

Vecdaugavā un Mērsragā plāvu teritorijās pārskata periodā netika novērotas acīmredzamas ūdens līmeņa izmaiņas, ja neskaita periodiskas ūdens svārstības, ko izraisīja ūdens līmeņa svārstības Rīgas jūras līcī. M. Strazds uzskata, ka Daugavgrīvā ūdens līmenis kopš 1980. gada pakāpeniski cēlās un bija papildus faktors, kas veicināja niedrāju izplešanos (Strazds, Strazds 1983; Strazds 1995).

Ņemot vērā to, ka visas plāvu teritorijas atradās tuvu apdzīvotām vietām, pastāvīga cilvēku klātbūtne bieži negatīvi ietekmēja ligzdojošos putnus. Tiesa, parasti cilvēka klātbūtnei bija tikai netieša ietekme uz putnu ligzdām: pieaugušie putni bija spiesti uz ilgu

laiku pamest ligzdas, un šai laikā tās kļuva viegli piejamas dažādiem plēsējiem. Putnu ligzdas bieži apdraudēja arī klaiņojošie suņi, kas it īpaši Daugavgrīvā bija sastopami lielā skaitā.

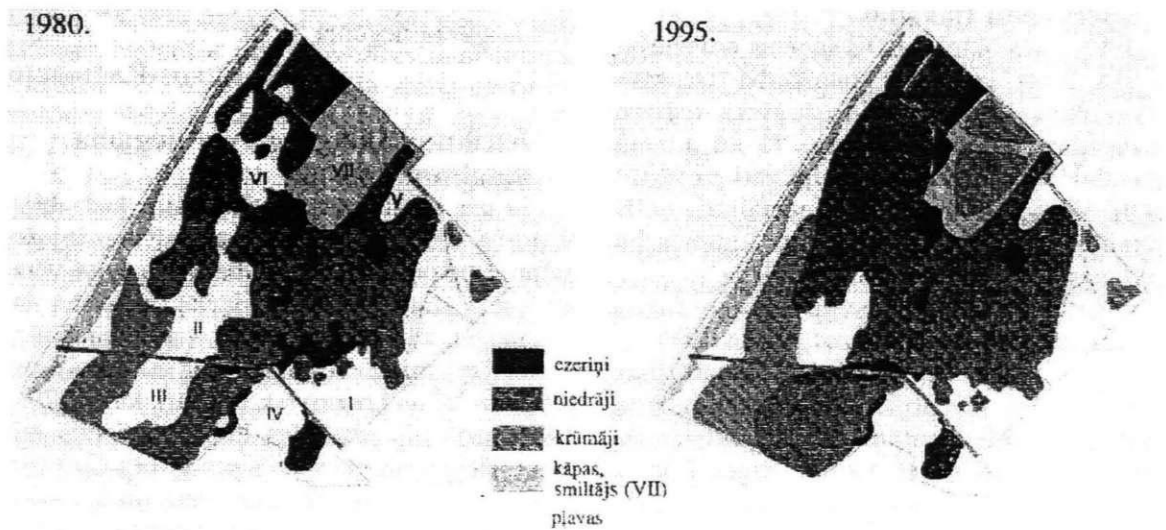
Pļavu bridējputniem vairāku sugu asociatīva ligzdošana, kur pēc izmēriem mazākās, neagresīvās sugas (pļavas tilbīte, gūgatnis u. c.) tiecas ligzdot lielāko, aktīvo sugu aizsegā (ķīvīte, melnā puskuitala), ir ļoti parasta (Flodin *et al.* 1995). Konstatēts, ka ķīvītes, ligzdojot lielākā blīvumā, uzbrūk plēsējiem lielākā diametrā ap kolonijas centru un šie uzbrukumi ir sekmīgāki (Eliott 1985), un tas nozīmē, ka mazākās sugas var ligzdot drošākos apstākļos. Aizaugošā pļavā daudzveidība un ligzdošanas blīvums parasti ir mazs un šādai regresējošai sabiedrībai ir zema noturība pret plēsējiem. Tas novērots Vecdaugavā 1994. gadā, kad tur ligzdoja 3-4 pāri ķīvīšu, iespējams 1 pāris melno puskuitalu un 5-10 pāru pļavas tilbīšu. Visas šajā gadā atrastās ligzdas bija nesekmīgas.

Atsevišķu apsaimniekošanas darbu ietekme uz putniem

Pērnās kūlas un niedrāju dedzināšana bija visvairāk izplatītais biotopu kopšanas veids. Dedzināšana rada relatīvi vienvēidīgu (homogēnu) platību. Pēc dedzināšanas, kas tika veikta agri pavasarī pirms gājputnu atgriešanās, tikai maijā, strauji attīstoties veģetācijai, parādījās augstākas veģetācijas saliņas. Dedzināšana radīja teicamu ligzdošanas biotopu ķīvītei, kura dod priekšroku vietām ar ļoti īsu veģetāciju, vai arī bez veģetācijas (O. Opermaņa un A. Auniņa npublicēti materiāli), tāpat arī pļavas tilbītei un melnajai puskuitalai. Tomēr pēdējo divu sugu ligzdošanas fenoloģija dedzināšanas iespaidā var aizkavēties, līdz parādās jau minētās augstākas veģetācijas saliņas. Tas 1996. gadā tika novērots Mērsragā. Daugavgrīvā ķīvīte ligzdoja pat izdegušos niedrājos. Jāsecina, ka dedzināšana var tikt uzskatīta par labu putnu ligzdošanas biotopa kopšanas veidu apstākļos, kad pļaušana vai ganīšana nav iespējama. Arī Igaunijā, kur naudas trūkuma dēļ nav iespējams dotēt zemniekus, lai tie ganītu lopus dabīgajās pļavās, dedzināšana atzīta par labu veidu, kā novērst sukcesijas sākšanos (Leibak, Lutsar 1996).

Lopu ganīšana vairāk vai mazāk sekmīgi atjaunota visās 3 vietās. Daugavgrīvā govju skaits no dažām deviņdesmito gadu sākumā pieauga līdz trīspadsmit 1996. gadā.

Vecdaugavā pastāvīga ganīšana atjaunota tikai 1996. gadā, kur regulāri ganījās ap 10 zirgu. Mērsragā pļavas centrālajā daļā, kur ligzdo bridējputni, mājlopus ganīja tikai 1994. gadā. Diemžēl pēc tam, par spīti aicinājumiem, vietējie iedzīvotāji govīs ganīja tikai pļavas perifērijā - pārāk tuvu mājām un kokiem, lai vieta būtu piemērota bridējputniem. Lopu ganīšana radīja heterogēnāku veģetācijas virsmu, ko veido augstākas zāles vai grīšļu ciņi starp izmīdītām zemākām vietām. Apgānot pļavas, pirmkārt, pieauga pļavas tilbīšu, melno puskuitalu un mērkaziņu skaits. Arī gūgatņa atgriešanās notika Daugavgrīvā un, vēlāk arī Vecdaugavā, kur ganīšana tika atsākta vissekmīgāk. Arī ķīvīte ligzdoja apganītās platībās, bet, ja bija izvēles iespējas, tā priekšroku deva vairāk homogēnām īsas veģetācijas platībām, piemēram, izdegumiem un aramzemei. Patlaban visās 3 vietās ir grūti panākt pastāvīgu apganīšanu. Pat tas, ka vietējiem lopu īpašniekiem piedāvā iespēju, bez samaksas ganīt lopus liegumu pļavās, nav devis rezultātus.



23. ATTĒLS. Pļavu platības dinamika Daugavgrīvā (pēc Strazda (Strazds 1995)).

Pļauts šajās pļavās tika reti. Nelielas platības (mazāk kā 1 ha) bija nopļautas gandrīz katru gadu visās teritorijās, taču tas nespēja nodrošināt putnu skaita saglabāšanos. Par pļaušanas ietekmi uz bridējputniem var spriest vienīgi Vecdaugavā, kur vismaz 15 ha pļavu nopļāva 1995. gada augustā. Nākošajā pavasarī olu dēšanas laikā veģetācijas augstums vidēji bija ap 15 cm ar nedaudziem īsākas veģetācijas laukumiem. Pļautajās platībās 1996. gadā tika konstatēts augsts melnās puskuitalas un pļavas tilbītes ligzdošanas blīvums, un, salīdzinājumā ar 1995. gadu, melno puskuitalu skaits šeit bija divkārtšojies (no

5 uz 10-12). Arī mērkaziņa šeit ligzdoja, lai gan šai sugai skaita pieaugums, salīdzinājumā ar iepriekšējiem gadiem, nebija jūtams. Ķīvīšu ligzdošana šeit netika konstatēta. Latvijas apstākļos bridējputnu ligzdošanas vietās zāle jāpļauj tikai pēc 1. jūlija, jo pļavās līdz tam uzturas bridējputnu mazuļi. Holandē veiktie pētījumi rāda, ka pļavu bridējputnu olu šķilšanās fenoloģija un tradicionālie pļaušanas datumi ir atkarīgi no gaisa temperatūras (ātra vai vēla pavasara), tādējādi ligzdošanas sekmes, ciktāl tās atkarīgas no pļaušanas, starp gadiem daudz neatšķiras (Kruk *et al.* 1995). Ja Latvijā iedibinātos tradīcija, ievērot putniem kritisko laiku, tad pļaušanu, kā faktoru, kas iznīcina ligzdas un mazuļus, varētu izslēgt. Diemžēl 1. jūlijs tiek uzskatīts par pārāk vēlu pļaušanas laiku, lai varētu iegūt labas kvalitātes sienu. Tiesa Strods (1992) raksta, ka 20. gadsimta sākumā siena pļauja noritēja no 2. jūlija līdz 11. augustam, kas ir ļoti piemērots laiks un gandrīz neietekmētu bridējputnus. Kā var saprast, Stroda grāmatā ir ņemta vērā mūsdienu un tā laika datumu nobīde. Ja tas tā, tad grūti motivēt bieži dzirdēto uzskatu, 'ka siens jānopļauj līdz Jāņiem'.

Augsnes virskārtas uzāršana veikta vienīgi Vecdaugavā, galvenokārt gar niedrāju malām, lai novērstu to tālāku izplatīšanos. Nākošajā ligzdošanas sezonā visas klātesošās bridējputnu sugas novērotas tur barojamies. Šādās vietās tika konstatēta vienīgi ķīvīšu ligzdošana.

Ķīvītes un citi bridējputni ne tikai izvairās ligzdot koku un citu vertikālo elementu tuvumā (Galbraith 1989; Stroud *et al.* 1990; Berg 1992; Berg *et al.* 1992; Vermeer *et al.* 1992; Berg 1996.), bet arī tur uzturēties un baroties. Šņibītim *Calidris alpina alpina* šī distance pārsniedz pat 400 metrus (Stroud *et al.* 1990). Taču vairumā gadījumu malas efekts, kas izpaužas kā zemas ligzdošanas sekmes vertikālajiem elementiem pieguļošajā lauka joslā, meža-lauka saskarsmē, darbojas līdz 50 m attālumam (Paton 1994). Izcērtot kokus un krūmus pļavu teritorijās un ap tām, var uzlabot bridējputnu ligzdošanas sekmes. Koki un krūmi cirsti Daugavgrīvā (1993. gadā) un Vecdaugavā (1995. gadā). Ja 1994. gadā Vecdaugavā neviena ķīvīšu ligzda nebija sekmīga, tad pēc krūmu izciršanas 10 ligzdās no 15 mazuļi izšķīlās.

Šajā nodaļā aprakstītie pļavu restaurācijas darbi ir pirmie Latvijā, ja neskaita daudzgadīgo biotopu kopšanas pieredzi Engures ezera salās. Lai gan tur galvenais mērķis bija ligzdojošo pīļu, nevis bridējputnu, skaita palielināšana, ar veiksmīgiem paņēmieniem

izdevās panākt gan vienu, gan otru. Engures ezera salās veģetācija tika pļauta vai dedzināta pēc ligzdošanas sezonas 30-50 m platās joslās, blakus atstājot neskartas platības, tādējādi ievērojami palielinot sugu daudzveidību, jo šādus biotopus izmanto ne tikai bridējputni, bet arī pīles (Vīksne 1997).

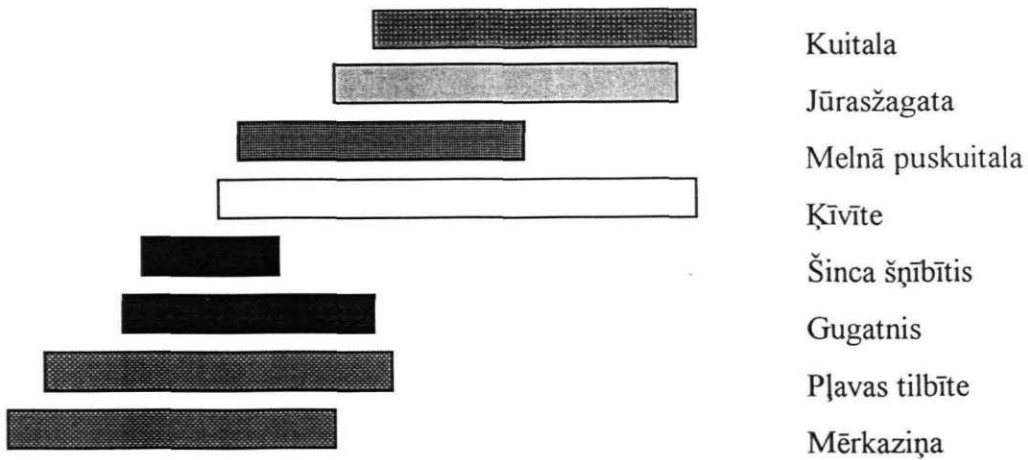
Pļavu putnu problēmas Rietumeiropā un Austrumeiropā

Pretstatā vairumam Eiropas Savienības valstu, kur galvenais pļavu bridējputnu skaita samazināšanās iemesls ir ligzdošanas biotopa iznīcināšana lauksaimniecības intensifikācijas un meliorācijas dēļ (Hötker 1991), Latvijas piekrastes pļavās, līdzīgi kā citur Austrumeiropā (Krol 1986), galvenā problēma ir pretēja - pļavu apsaimniekošanas pārtraukšana. Cilvēka darbības samazināšanās pļavā nozīmē izmaiņas augu sugu sastāvā un vidējā veģetācijas augstuma pieaugumu, t.i. kvalitatīvas izmaiņas biotopa struktūrā. Ja pļavu putnu sugas sarindo pēc to tolerances līmeņiem attiecībā pret cilvēka darbības intensitāti (24. attēls), Latvijā sugu izzušanas procesam vajadzētu sākties no otra gala kā, piemēram, Nīderlandē - vispirms izzūdot sugām, kas dod priekšroku īsai veģetācijai.

Nīderlandē pļavu bridējputnu sugas pēc retuma var sarindot apmēram šādi (pēc Beintema 1991 b): 1) gugatnis, 2) mērkaziņa, 3) pļavas tilbīte, 4) melnā puskuitala, un 5) ķīvīte. Latvijā tās pašas sugas, balstoties uz to relatīvā retuma skaitļiem (skat. 4. nodaļu), sarindojamas sekojošā kārtībā (no retākām uz biežākām): 1) Šinca šņībītis, 2) gugatnis, 3) melnā puskuitala, 4) ķīvīte un pļavas tilbīte, 5) mērkaziņa. Salīdzinot retākās un biežāk sastopamās sugas abās valstīs, var redzēt, ka vienīgi mērkaziņas statuss atbilst hipotēzei, ka sugu izzušanas kārtībām Latvijā un Holandē jābūt pretējām: Latvijā tā ir viena no biežāk sastopamajām sugām (ekstensīvas saimniekošanas apstākļos), bet Nīderlandē viena no retākajām sugām (intensīvas lauksaimniecības apstākļos). Pārējo sugu izzušanas kārtība nav pretēja, pastāvot pretēja rakstura problēmām Latvijā un Nīderlandē. Gluži otrādi - Latvijā novērotā kārtība lielā mērā sakrīt ar Nīderlandē konstatēto. To var izskaidrot tā, ka ļoti svarīga sugu īpašība ir arī lauksaimniecības intensitātes tolerances intervāls. Atšķirības starp sugām 24. attēlā uzsvērtas, mainot krāsojuma intensitāti no tumšākas, kas raksturo šauru intervālu un zemas pretestības spējas, uz gaišāku, kas raksturo platu intervālu. Šinca

šņībītim un gugatnim tas ir šaurs, bet, piemēram, ķīvītei un pļavas tilbītei - platāks, un līdzīga ir sugu izzušanas kārtība gan Latvijā, gan Nīderlandē, neatkarīgi no tā, kādā virzienā mainās cilvēka darbība. Tāpēc var secināt, ka galvenais iemesls gugatņa un Šinca šņībīša agrākai izzušanai, kas tika konstatēta arī šajā pētījumā, ir to relatīvi šaurā pielāgotība, kas tos padara ļoti jutīgus pret jebkādam izmaiņām cilvēka darbības intensitātē.

Pļavu bridējputnu sabiedrībā ķīvīte un melnā puskuitala var tikt uzskatītas par agresīvajām sugām, jo tās aktīvi aizsargā savas ligzdas pret plēsējiem. Tādējādi šīs sugas rada drošus ligzdošanas apstākļus citām neagresīvajām sugām - pļavas tilbītei, Šinca šņībītim, gugatnim, mērkaziņai. Tomēr pētījumi Zviedrijas piekrastes pļavās (Flodin *et al.* 1995) parādīja, ka tā vietā, lai ligzdotu kopā ar agresīvajām sugām, neagresīvās drīzāk centās izvēlēties labi apslēptas ligzdvietas ekstensīvi apsaimniekotās vietās ar augstāku veģetāciju. Varētu pieņemt, ka sugām, kuras izvēlas relatīvi augstāku veģetāciju, t.i. neagresīvajām, būtu vismazāk jācieš no pļavu apsaimniekošanas pārtraukšanas. Bet šis pētījums, līdzīgi kā citur Baltijas jūras krastos veiktie pētījumi (Soikkeli, Salo 1979; Krol 1986) konstatēja, ka tieši Šinca šņībītis un gugatnis - sugas, kas pieder minētajai kategorijai - ir pirmās, kas izzūd. Sugu retuma saraksts Latvijai norāda, ka neagresīvās sugas var iedalīt divās grupās 1) tās sugas, kuras izzūd pirms agresīvajām sugām; 2) tās, kuras izzūd pēc agresīvajām sugām. Acīmredzot, arī šeit galvenais iemesls, kas nosaka šādu sugu iedalījumu, ir tolerances intervāls. Saskaņā ar Nīderlandes datiem (24. attēls), Šinca šņībītim un gugatnim ir šaurs tolerances intervāls, bet, pļavas tilbītei un mērkaziņai - ievērojami platāks.



nekāda

intensīva

LAUKSAIMNIECĪBAS INTENSITĀTE

24. ATTĒLS. Dažādu pļavu bridējputnu sugu relatīvā tolerance pret lauksaimniecības intensivitāti to ligzdošanas biotopos Nīderlandē un Dānijā (pēc Beintema 1983; Witt 1991 un Thorup 1992). X ass parāda minimālo lauksaimniecības intensitātes līmeni, pie kāda ligzdošana kļūst iespējama un maksimālo līmeni, kādu suga var izturēt. Melnās krāsas intensitāte atspoguļo tolerances intervāla platumu.

Sugu atgriešanās

Pļavu apsaimniekošanas projektu sekmes, īpaši Mērsragā un Vecdaugavā rāda, ka daudzu sugu īpatņi ātri aizņem no aizauguma atkarotās platības. Tas notiek jau nākošajā ligzdošanas sezonā pēc darbu beigšanas un liek domāt, ka, vismaz tādām sugām kā ķīvīte, pļavas tilbīte un melnā puskuitala, ligzdošanai gatavo īpatņu rezerves populācijās ir pietiekami lielas, lai piemērots biotops nepaliktu neaizņemts. No otras puses, ir grūti panākt reto sugu - gugatņa un šinca šņībīša - atgriešanos, jo to populāciju rezerves, acīmredzot, ir ierobežotas. Šinca šņībīša pētījumi Baltijas jūras krastos atklāja, ka visur šīs sugas nelielajās, izkaisītajās populācijās īpatņu skaits samazinās, ne tikai sarūkot ligzdošanas biotopa platībai, bet arī ļoti zemu ligzdošanas sekmju dēļ (Blomqvist, Johansson 1991, Jönsson 1991). Šinca šņībītim ir spēcīga tendence atgriezties dzimtajās ligzdošanas vietās (Soikkeli 1967; Jönsson 1991). Tāpēc, ja agrāk eksistējusī ligzdošanas vieta tiek atjaunota, kamēr populācija vēl ir dzīva (pēc Jensonā (Jönsson 1991) vidējais

sugas dzīves ilgums ir 5,4 gadi), putniem vajadzētu atgriezties, līdzīgi kā tas notiek ar citām sugām. Taču, ja populācija vairs nepastāv, ir ļoti neliela varbūtība, ka kāds pāris no citām populācijām varētu te ligzdot, jo tie tāpat ir uzticīgi savām ģeogrāfiskajām ligzdviētām, kur tie ir šķīlušies. Tiesa, arī biežāk sastopamajām sugām - ķīvītei un melnajai puskuitalai filopatrija ir izteikta (Groen 1993; Thompson *et al.* 1994), taču populācijas blīvums ir pietiekami liels, lai būtu t.s. 'brīvie īpatņi' (*floaters* pēc Sutherland 1996), kas klejo ligzdošanas iespējas meklējumos un var nekavējoties aizņemt brīvu, ligzdošanai piemērotu biotopu.

Pēdējie ligzdojošie Šinca šņībīša pāri Ziemeļvidzemes piekrastē (1989. un 1990. gadā), kā arī vienīgā patlaban eksistējošā Latvijas populācija Liepājas ezera piekrastē ligzdo apganītās pļavās, tāpēc visdrīzāk, ka iespējamā sugas atgriešanās būtu sagaidāma vietās, kur praktizē tieši šo apsaimniekošanas veidu. Arī Glads (Gladh 1991) Zviedrijā ir konstatējis, ka Šinca šņībītis dod priekšroku heterogēnai veģetācijas struktūrai, nevis homogēnai, kāda rodas pļaušanas rezultātā. Tiesa, Tippernes rezervātā Dānijā, tieši uzsākot regulāru zāles pļaušanu (paralēli ganīšanai), Šinca šņībīšu ligzdojošo pāru skaits pieauga no 20 līdz 150 pāriem (Thorup 1991).

Pirmie mērķtiecīgie piekrastes pļavu apsaimniekošanas darbi Latvijas piekrastes pļavās uzsākti tikai pirms 3-4 gadiem, tāpēc tālejošus secinājumus izdarīt ir grūti. Turpmāk būtu ļoti svarīgi ievērot to, ka veicot jebkādu restaurācijas darbu, ir jābūt rūpīgi dokumentētiem datiem par vietas vērtībām pirms darbu veikšanas. Tas nepieciešams, lai varētu objektīvi novērtēt veikto darbu sekmes un mācīties no iespējamām kļūdām (Larson 1991; Sutherland, Hill 1995). Bez tam pļavu apsaimniekošanas sekmju novērtēšana jāveic ne tikai balstoties uz putnu datiem, bet jāiesaista arī veģetācijas un bezmugurkaulnieku speciālisti.

KOPSAVILKUMS: Bridējputnu skaita dinamika piekrastes pļavās: 3 teritoriju

piemēri

Pētījums veikts trijās vislabāk izpētītajās pļavu teritorijās Rīgas jūras līča piekrastē: Mērsragā, Daugavgrīvā un Vecdaugavā. Pētītās sugas bija tipiskākie piekrastes pļavu bridējputnu sabiedrības pārstāvji - ķīvīte, pļavas tilbīte *Tringa totanus*, gugatnis *Philomachus pugnax*, melnā puskuitala *Limosa limosa*, Šinca šņībītis *Calidris alpina schinzii* un mērkaziņa *Gallinago gallinago*. Autors veica bridējputnu uzskaites, sākot no 1991. gada. Pirms tam, sākot no 70. gadiem, tās veikuši citi ornitologi. Skaita svārstības apskatītas, atkarībā no pļavu apsaimniekošanas izmaiņām un citiem faktoriem. Balstoties uz konkrētu pļavu restaurācijas projektu rezultātiem, diskutēti paņēmieni, kā sekmīgāk atjaunot pļavas un panākt izzudušu sugu atgriešanos.

Trijās vislabāk izpētītajās Rīgas jūras līča piekrastes pļavu teritorijās, sākot no 80. gadu sākuma līdz 90. gadu vidum, novērota bridējputnu daudzveidības un ligzdojošo pāru skaita samazināšanās. Konstatēts arī reāls sugas izzušanas fakts: Šinca šņībītis Rīgas līča piekrastē, kur agrāk bija vismaz 4 ligzdošanas vietas, vairs neligzdo kopš 1991. gada. Skaita samazināšanos izraisīja tradicionālo pļavu apsaimniekošanas veidu - pļaušanas un ganīšanas - pārtraukšana, ko, savukārt, veicināja mājlopu skaita samazināšanās un nepareizi izskaidrots liegumu aizsardzības režīms. Pļavu aizaugšanu Daugavgrīvā sekmēja arī ūdens līmeņa celšanās. Sugu daudzveidības un pāru skaita pieaugums Mērsragā un Vecdaugavā, sākot no 1995. gada, panākts, veicot speciālu pļavu apsaimniekošanu. Pozitīvus rezultātus deva visi pielietotie apsaimniekošanas veidi: ganīšana, pļaušana, pērnās kūlas dedzināšana un koku un krūmu izciršana. Uz pļavu biotopu restaurāciju dažādas sugas reaģēja atšķirīgi: ķīvīšu, pļavas tilbīšu un melno puskuitalu skaits ātri atjaunojās, bet gugatņa un Šinca šņībīša pastāvīgu atgriešanos vēl nav izdevies panākt. Sugas izzušanas ātrumu var izskaidrot ar tās tolerances intervālu attiecībā uz cilvēka darbību. Sugas ar šauru tolerances intervālu (kā gugatnis un Šinca šņībītis) mainīgajā lauksaimniecības ainavā cieš visvairāk un izzūd pirmās. Tas konstatēts gan šajā pētījumā Latvijā, gan arī citās Eiropas valstīs.

PATEICĪBAS

Autors pateicas visiem tiem ornitologiem, kuri veikuši ligzdojošo bridējputnu uzskaites 20 gadu garumā: Mārim Strazdam, Agrim Strazdam, Elmāram Pēterhofam, Aināram Auniņam, Mārtiņam Kalniņam, Valdim Rozem un Ģirtam Strazdiņam. Autors pateicas Olem Torupam (*Ole Thorup*) no Tippernes rezervāta Dānijā par kritiskiem komentāriem šīs nodaļas sagatavošanā.

Vecdaugavas un Daugavgrīvas apsaimniekošanas projekts tika veikts Latvijas - Zviedrijas kopprojekta ietvaros sadarbojoties Latvijas Republikas Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijai un Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūrai. Šai sakarā gribētos pateikties Tomasam Hercmanim (*Tomas Hertzman*), Torstenam Larsonam

(*Torsten Larson*), Ilonai Lodziņai, Vladislavam Buklovskim. Mērsraga pļavā apsaimniekošanas darbus vadīja Slīteres Valsts Rezervāta direktors Elmārs Pēterhofs.

Autors pateicas Latvijas Dabas fondam, īpaši direktoram Mārim Kreilim par finansiālo atbalstu, kas ļāva uzstāties ar šo materiālu Eiropas mitro pļavu apsaimniekošanas konferencē, Česke Budejovicē, Čehijā 1996. gada septembrī.

6. nodaļa

Ķīvītes *Vanellus vanellus* ligzdošanas bioloģija jūras piekrastes pļavās, iekšzemes pļavās un lauksaimniecības zemēs

IEVADS

Ķīvīte Latvijā ir plaši izplatīta un parasta ligzdotāja suga (Перепиофс, 1983; Priednieks, Strazds u.c. 1989). Patreizējais Latvijas populācijas lielums novērtēts kā 12000 - 15000 ligzdojošu pāru (Strazds u.c. 1994).

Ķīvīšu skaita samazināšanās konstatēta pagājušā gadsimta beigās (Sawitzky 1899), kā iemeslu šai parādībai minot lauksaimniecībā izmantojamo zemju paplašināšanos. Taču turpmākajās desmitgadēs precīzu datu par skaita svārstībām trūkst. Var pieļaut, ka tāpat kā citur Eiropā, sakarā ar lauksaimniecības zemju kā ligzdošanas biotopa apgūšanu, skaits stabilizējās un pat pieauga, pārsniedzot iepriekšējos skaita samazināšanās apjomus (Glutz *et al.* 1975; Cramp, Simmons 1983). Tomēr, saskaņā ar neseniem vērtējumiem (Strazds u. c. 1994), ķīvīšu skaits Latvijā pēdējos 20 gados samazinājies vairāk kā par 20%.

Salīdzinājumā ar daudziem citiem bridējputniem, ķīvīte ir viena no vistolerantākajām sugām, jo ir spējīga izmantot plašu biotopu spektru ar dažādu cilvēka darbības intensitāti (Beintema 1983). Latvijā ķīvīte ligzdo vairākos un pat ļoti atšķirīgos biotopos: lauksaimniecības zemēs - kultivētās pļavās, ganībās, tīrumos, arī pļavās ezeru krastos un uz to salām, upju ielejās, jūras piekrastes pļavās, arī purvos, tajā skaitā arī izstrādātos (Priednieks, Strazds u. c. 1989). Dažkārt ķīvīte var izmantot par ligzdošanas biotopu izdegušus niedrājus (Lipsbergs 1994).

Samazinoties dabisko biotopu platībai, lauksaimniecības zemes Eiropā ir pārvilinājušas lielāko daļu īpatņu no vietējām ķīvīšu populācijām (Beintema 1991 a).

Lauksaimniecības zemēs (it īpaši aramzemē) ligzdošanas sekmes ir ļoti zemas (Shrubbs 1990; Baines 1990; Berg *et al.* 1992), un tas nosaka kopējo ķīvīšu skaita samazināšanos (Beintema 1991 a).

Latvijā aramzeme ir plaši izplatīta biotopu grupa, kas sedz aptuveni 26% no valsts sauszemes teritorijas, un aizņem lielāku platību nekā visi pārējie ķīvītes ligzdošanas biotopi kopā (Strazds u.c. 1994). Lai varētu uzsākt ķīvīšu aizsardzības pasākumus, nepieciešams noskaidrot un salīdzināt ligzdošanas sekmes un citus ligzdošanas bioloģijas rādītājus dažādos ķīvītes ligzdošanas biotopos. Šī pētījums veikts, lai noskaidrotu jūras piekrastes pļavu nozīmi ķīvīšu skaita pašatražošanā, salīdzinot šo biotopu grupu ar iekšzemes pļavām un aramzemi.

MATERIĀLS UN METODIKA

Pētījumu rajoni

Visās trijās biotopu grupās pētījumi tika veikti 1993., 1994. un 1995. gada ligzdošanas sezonās. Ķīvīšu ligzdošanas pētījumi piekrastes pļavās veikti Rīgas rajonā Daugavgrīvā un Vecdaugavā, Limbažu rajonā Ainažos un Kuivižos. Šeit pārsvarā sastopamas dažāda mitruma režīma pļavas, kuras atsevišķās vietās tika apganītas, retumis - pļautas. Dažviet minētās teritorijas bija pakļautas rekreācijai. Kopējā pļavu platība, kurā notika pētījumi, ir aptuveni 100 ha.

Pētījumi iekšzemes pļavās veikti Rīgas rajonā Rumbulā, Rāmvā un Katlakalnā, kā arī Jelgavā, Pilssalā. Šajās pļavu teritorijās tika praktizēta lopu ganīšana un zāles pļaušana. Vairums iekšzemes pļavu atšķīrās no jūras piekrastes pļavām ar to, ka tām bija lielāka platība un tās bija labiekārtotas lopu ganīšanai: tās apjoza aploki, vietām bija ceļi un meliorācijas grāvji. Kopējā pētīto iekšzemes pļavu platība ir aptuveni 120 ha.

Pētījumi aramzemē veikti trijās vietās Rīgas rajonā: Rāmvā, Katlakalnā, Ķekavā un Ogres rajonā Ikšķilē. Trijām pēdējām pētījumu vietām piekļaujas Daugava, kuras piekraste ir nozīmīga barošanās un bridējputnu mazuļu uzturēšanās vieta. Šajās teritorijās

dominē vienlaidus lauki gandrīz bez lauku viensētām, vietām tos šķērso autoceļi. Lauku apsaimniekošana notika, lietojot lauktehniku. Teritorijās audzēja ļoti dažādas kultūras: labību (ziemājus un vasarājus), kartupeļus, bietes, kāpostus un sīpolus. Ik gadus atmatā atstāja mazāk kā 10% no teritorijas. Pēc katras kultūras izvietojuma, lauki bija fragmentēti un nereti pat ļoti nelielas teritorijas robežās tiem bija dažādi īpašnieki. Laukmales, grāvmales un apstādījumi aizņēma pavisam nelielu daļu no kopējās teritorijas. Vienīgi Ķekavas un Ikšķiles parauglaukumos starp aparto platību un Daugavu bija 70-100 m plata krūmāju un pļavu josla. Lauku darbu sezona parasti sākās aprīļa vidū, kad gandrīz visa teritorija, pirms kultūru ieviešanas, tika vairākas reizes kultivēta, izņemot ar ziemājiem apsētās platības. Aprīļa un maija mijā parasti iesēja vasarājus. Maija vidū vai beigās stādīja kartupeļus, pēc tam arī pārējās kultūras. Pirms apstādīšanas, dažkārt pat nepilnu divu mēnešu ilgā laika posmā, lauki tika kultivēti vidēji reizi divās nedēļās. Sezonas gaitā tika novērotas zināmas izmaiņas lauku apsaimniekošanas veidos: ja sākumā dominēja lauku mehanizēta apstrāde, tad vēlāk bija jūtama daudzu cilvēku klātbūtne, kas nodarbināti kultūru ravēšanā. Kopējā pētīto aramzemju platība bija aptuveni 200 ha.

Datu vākšana un apstrāde

1993. - 1995. gada ligzdošanas sezonās no aprīļa sākuma līdz jūnija vidum atrastas un novērotas 322 ķīvīšu ligzdas; no tām 42 jūras piekrastes pļavās, 98 iekšzemes pļavās un 182 uz aramzemes. Ligzdas tika atrastas, novērojot ar binokli perējošos putnus vai arī sistemātiski pārstaigājot atsevišķus nogabalus. Ligzdošanas sekmju pētījumos izmantotas arī Latvijas Ornitoloģijas biedrības ligzdu kartiņas par Daugavgrīvu (1979.-1989.), kā arī materiāls no LU Bioloģijas institūta Ornitoloģijas laboratorijas par Engures ezera salām (1977.-1992.). Pārējie ligzdošanas parametri salīdzināti, izmantojot tikai 1993. - 1995. gados iegūtos materiālus.

Atrastās ligzdas tika kartētas un noteikts olu skaits pilnā dējumā. Par pilniem tika uzskatīti dējumi ar aizperētām olām, vai arī gadījumā, ja olu skaits ligzdā starp diviem apmeklējumiem (ar vismaz 48 stundu intervālu) palika nemainīgs. Ar nolūku, iegūt olu tilpuma indeksu pēc formulas $platums^2 \times garums/1000$ (Miller 1979; Byrkjedal, Kalas

1985; Duncan 1987), tika mērīts olu platums un garums. Olu mērījumi veikti ar bīdmēru, noapaļojot rezultātu līdz tuvākajam 0,1 mm. Katrā ligzdu kontrolē noteikta olu aizperētības pakāpe pēc ūdens testa metodes (Blūms 1989). Olu dēšanas sākums noteikts pēc olu aizperētības stadijām: katrai aizperētības stadijai tika noteikts vidējais dienu skaits kopš dējuma aizsākšanas. Šie dati balstās uz 30 vispilnīgāk novērotajām ķīvīšu ligzdām. Katrai aizperētības stadijai atbilstošajam dienu skaitam tika pievienota 1 diena par katru olu ligzdā, pieņemot, ka olu dēšanas intervāls ir caurmērā 24 stundas.

Nemot vērā to, ka ligzdas tika atrastas un sāktas novērot dažādās olu aizperētības stadijās, ligzdošanas sekmes novērtētas pēc 2. nodaļā aprakstītās Meifīlda metodes (Mayfield 1961, 1975). Standartklūdas aprēķinātas pēc Džonsona (Johnson 1979). Aprēķinos izmantotais vidējais dienu skaits olu dēšanai un perēšanai ir 31.

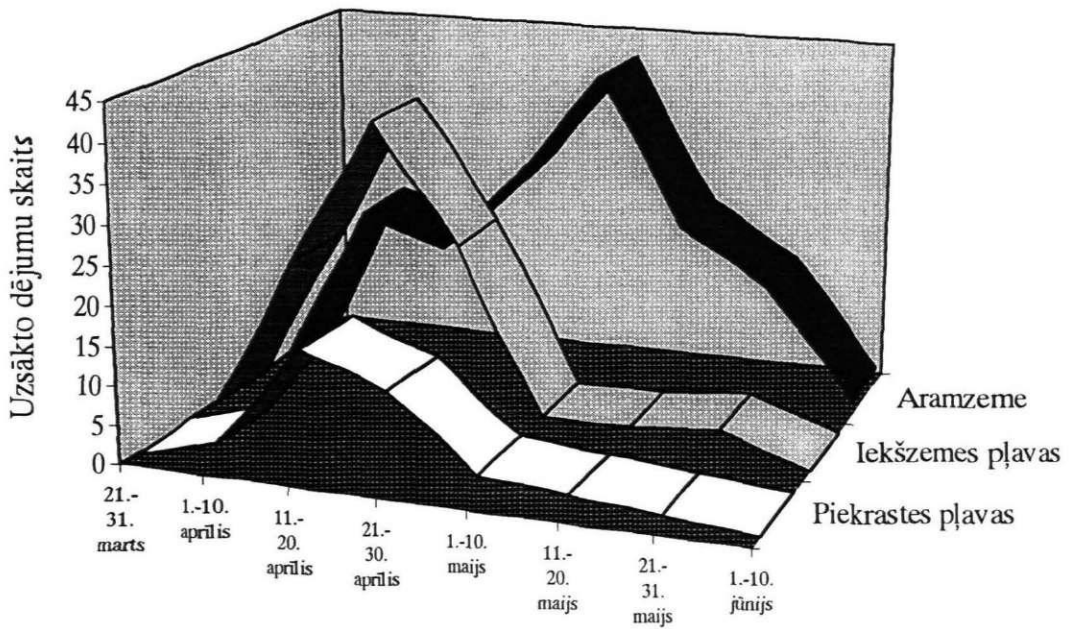
Salīdzinot dējuma lielumu dažādos biotopos, radās problēma, ka ķīvītei, tāpat kā lielākajai daļai bridējputnu, dējuma lielums ir gandrīz nemainīgs, t.i. - tas parasti ir 4. Šo parādību izskaidro ar bridējputnu dējuma lieluma ģenētisko determinētību (Klomp 1970), kuras mērķis ir pēc iespējas saglabāt nemainīgu optimālo olu skaitu (4), kas nodrošina termoregulācijas iespējas ligzdā (Norton 1970; Miller 1979). Dējuma lieluma pastāvīgums rada grūtības statistiskajā analīzē. Šajā pētījumā, tāpat kā nodaļā par jūraszagatu, salīdzinātas parasto dējumu (4) un mazo dējumu (3, 2, retāk 1) proporcijas ar χ^2 kritēriju (pēc Baines 1989).

REZULTĀTI

Aramzemē gan vidējais, gan mediānais dēšanas sākuma datums bija vēlāks salīdzinājumā ar pļavu biotopu grupām (20. tabula). Aramzemē bija garāks intensīvas olu dēšanas periods (25. attēls) nekā jūras piekrastes pļavās un iekšzemes pļavās, ko noteica biežie atkārtotie dējumi.

Dati par vidējo olu skaitu pilnos ķīvīšu dējumos trijās biotopu grupās apkopoti 21. tabulā. Aramzemē konstatēts mazāks vidējais dējuma lielums nekā abos pļavu biotopos. Mazo dējumu proporcija iekšzemes pļavās bija mazāka nekā sagaidāms, bet aramzemē

lielāka; šī atšķirība bija statistiski būtiska. Aranzemē, salīdzinājumā ar pļavu biotopiem, atkārtota olu dēšana bija parasta parādība: nesekmīgi ligzdojušiem pāriem nereti bija pat trīs ligzdošanas mēģinājumi, kamēr pļavās, gan ligzdu augstākas sekmības, gan, acīmredzot, arī citu - nezināmu - faktoru dēļ, pat pirmie atkārtotie perējumi bija samērā reti.



25. ATTĒLS. Ķīvītes dējumu aizsākšanas datumu sadalījums ligzdošanas sezonas laikā 3 biotopu grupās. Iekļauti dati no 3 pētījumu gadiem.

20. TABULA. **Ķīvītes ligzdošanas fenoloģijas salīdzinājums 3 biotopu grupās.** Salīdzinātas pirmo olu iedēšanas datumu mediānas. Datumi pārvērti skaitļos: 21. marts atbilst skaitlim 1. Statistiski būtiskas atšķirības konstatētas starp aramzemi un piekrastes pļavām un starp aramzemi un iekšzemes pļavām (Kruskala - Valisa kritērijs (*Kruskal Wallis Test*); $H=35,67$; $P<0,001$).

Biotopu grupa	Ligzdu skaits	Vidējais dēšanas sākums	Mediānais dēšanas sākums	Intervāls (dienu skaits)
Piekrastes pļavas	37	30,9	29	47
Iekšzemes pļavas	93	28,5	25	55
Aramzeme	150	40,1	41	59

Aramzemē konstatēts mazāks vidējais olu tilpuma indekss nekā piekrastes un iekšzemes pļavās, taču šī atšķirība nebija statistiski būtiska (22. tabula). Tāpat aramzemē bija lielāka olu izmēru variācija nekā pārējās biotopu grupās.

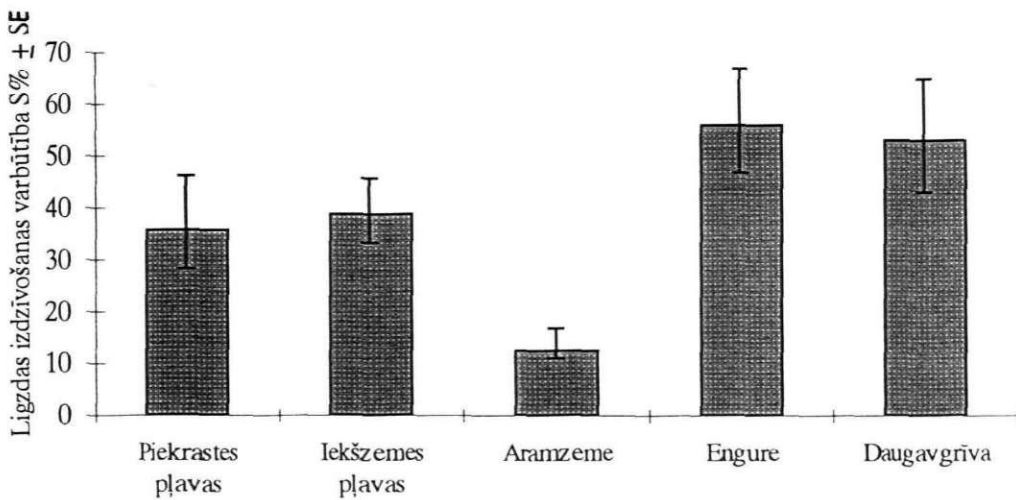
21. TABULA. **Ķīvītes dējuma lieluma salīdzinājums 3 biotopu grupās.** Atšķirības pārbaudītas, ar χ^2 metodi, salīdzinot 4 olu dējumu un 'mazo' dējumu proporcijas. Viena ligzda, kurā bija 5 olas, tika pieskaitāta 4 olu dējumu kategorijai. Konstatētas statistiski būtiskas atšķirības starp biotopu grupām: $\chi^2 = 10,98$; d.f.=2; $P<0,01$. Vairāk nekā sagaidāms (atšķirībā no teorētiskā vienmērīgā sadalījuma) mazo dējumu konstatēts aramzemē, mazāk mazo dējumu konstatēts iekšzemes pļavās.

Biotopu grupa	4 olu dējumi	3,2,1 olu dējumi	Vidējais dējuma lielums
	Gadījumu skaits		
Piekrastes pļavas	26	5	3,84
Iekšzemes pļavas	87	5	3,94
Aramzeme	102	28	3,68

22. TABULA. **Ķīvītes olu tilpuma indeksa salīdzinājums 3 biotopu grupās.** Aritmētiskie vidējie salīdzināti, izmantojot vienfaktora dispersijas analīzi. Statistiski būtiskas atšķirības nav konstatētas ($F_{2,387}=1,00$; $P>0,05$; n.s.).

Biotopu grupa	vid	SD
Piekrastes pļavas	51,57	3,45
Iekšzemes pļavas	51,60	3,13
Aramzeme	51,04	4,05

Ligzdu šķilšanās varbūtība aramzemē bija būtiski zemāka nekā piekrastes pļavās un iekšzemes pļavās (26. attēls). Šķilšanās sekmes Daugavgrīvā un Engures ezera salās bija vēl augstākas, nekā tas tika konstatēts šajā pētījumā.



26. ATTĒLS. **Ķīvīšu ligzdu izdzīvošanas varbūtība dažādos biotopos un vietās.** Dati Engures ezerā vākti no 1979. līdz 1992. gadam; Daugavgrīvā – no 1979. līdz 1982. gadam. Atšķirības starp biotopu grupām pārbaudītas ar z-testu (pēc Berg 1992). Statistiski būtiskas atšķirības konstatētas starp piekrastes pļavām un aramzemi ($z=3,04$; $P<0,01$) un starp iekšzemes pļavām un aramzemi ($z=4,11$; $P<0,01$).

DISKUSIJA

Salīdzinot ķīvītes ligzdošanas bioloģijas rādītājus starp biotopu grupām, galvenās atšķirības konstatētas starp pļavām un aramzemi. Savukārt starp piekrastes un iekšzemes pļavām netika konstatētas būtiskas atšķirības nevienā no pētītajiem ligzdošanas bioloģijas rādītājiem (20.-22. tabula, 25., 26. attēls). Diemžēl, šī darba ietvaros nebija iespējams veikt pētījumus augstajos purvos, kuri Latvijā ir diezgan nozīmīgi ķīvītes ligzdošanas biotopi (Priednieks, Strazds u. c. 1989).

Aramzemē, salīdzinājumā ar pļavu biotopiem, bija būtiski vēlāka pirmās olas dēšanas datumu mediāna (25. attēls), un to lielā mērā noteica garāks intensīvas olu dēšanas periods, kas, savukārt, saistāms ar daudziem atkārtotajiem dējumiem (Opermanis, Auniņš 1995). Aramzemē bija viszemākās šķilšanās sekmes (26. attēls) un mazākais vidējais olu skaits dējumā (21. tabula). Novērots, ka zemas ligzdošanas sekmes bieži saistītas ar lielu atkārtoto dējumu skaitu vienas sezonas laikā, toties ar mazāku olu skaitu dējumā (Martin 1995). Tas izkaidrojams ar to, ka ķīvīte, tāpat kā citas sugas, kritiskos apstākļos cenšas pēc iespējas racionālāk izmantot enerģiju maksimāla reprodukcijas rezultāta sasniegšanai. Aramzemē ligzdu šķilšanās varbūtība bija niecīga, tāpēc ķīvīšu mātītes, samazinot olu skaitu dējumā, acīmredzot, centās saglabāt fizioloģiskās rezerves atkārtotu dējumu producēšanai.

Latvijā ķīvītēm konstatēta olu tilpuma un tātad arī olās ieslēgto barības vielu un enerģijas krājumu samazināšanās sezonas gaitā (Opermanis, Auniņš 1995). Olas parasti ir mazākas atkārtotas ligzdošanas gadījumā, kā arī vēliem pirmajiem dējumiem, kuri visdrīzāk attiecināmi uz jauniem īpatņiem, kuru pieredze teritorijas izvēlē, atbilstoši arī barošanās sekmes un olu izmēri ir mazāki, kā tas konstatēts ķīvītei radniecīgām sugām, piemēram, šņibītim *Calidris alpina alpina* un pļavas tilbītei *Tringa totanus* (Soikkeli 1967; Thompson, Hale 1991).

Latvijā (Opermanis, Auniņš 1995) un Nīderlandē (Beintema, Müskens 1987) ligzdošanas perioda vidusdaļā tika konstatēts ligzdu ikdienas izdzīvotības pieaugums, kas saglabājas līdz sezonas beigām. Tas izskaidrots ar veģetācijas garuma pieaugumu sezonas gaitā, kas rada labāku ligzdas maskējumu, kā arī populācijas blīvuma palielināšanos un

olēdāju putnu aktivitātes samazināšanos (Beintema, Müskens 1987). Aramzemē, blakus jau minētajiem faktoriem, kuri var ietekmēt ligzdošanas sekmju palielināšanos, sākot ar sezonas vidu, jāmin pavasara sējas pabeigšana, kad krasi pieaug platība, kurai vairs nedraud mehanizēta apstrāde.

Tāpēc var uzskatīt, ka ligzdošanas fenoloģijai, kura būtiski atšķirās, salīdzinot pļavas un aramzemi, ir liela nozīme. Agra ligzdošana saistāma ar lielāku postījumu risku, taču ar lielākām iespējām atkārtot ligzdošanu pēc pirmās nesekmīgās. Agrām ligzdām ir arī lielākas olas, no kurām šķīļas lielāki mazuļi, un kam, savukārt, ir pozitīva ietekme uz to turpmāko izdzīvotību (Byrkjedal, Kalas 1985; Grant 1991; Armstrong, Nol 1993; Perrins 1996). Garais olu dēšanas periods, kas raksturīgs aramzemei (25. attēls), piedāvā dažādas varbūtības. Agrākām ligzdām uz aramzemes ir maz izredzes būt sekmīgām, taču pastāv iespēja ligzdot atkārtoti. Vēlāka ligzdošana turpretī, samazinoties plēsonībai un lauku apstrādes intensitātei, norit drošākos apstākļos, taču samazinās iespējas ligzdot atkārtoti, kā arī no olām šķīlušos mazuļu kvalitāte.

Atšķirības dējuma lielumā starp biotopu grupām izraisīja lielāks mazo dējumu (3, 2, retāk 1 ola) īpatsvars aramzemē (21. tabula). Mazie dējumi visbiežāk novēroti atkārtotas ligzdošanas gadījumā, kad iepriekšējais ligzdošanas mēģinājums bijis nesekmīgs. To apstiprina arī ķīvītei konstatētā straujā dējuma lieluma samazināšanās ligzdošanas sezonas beigās pēc 10. maija, kad sastopami gandrīz tikai atkārtotie dējumi (Opermanis, Auniņš 1995). Tomēr ar atkārtoto dējumu lielāku īpatsvaru aramzemē atšķirības dējuma lielumā nav pilnībā izskaidrojamas. Konstatēts, ka dējuma lielums aramzemē ir mazāks visos periodos, kas varētu norādīt arī uz citu faktoru klātbūtni (Opermanis, Auniņš 1995).

Tāpat kā pētījumos Skotijā (Baines 1990), arī Latvijā olu tilpums aramzemē bija nedaudz (statistiski nebūtiski) mazāks nekā kultivētās pļavās un ganībās. Turpretī Murtona un Vestvuda pētījumos aramzemē tika konstatētas lielākas olas (Murton, Westwood 1974, cit. pēc Cramp, Simmons 1983). Atšķirības olu lielumā, acīmredzot, nosaka katrai konkrētajai ligzdotāju grupai pieejamās barības daudzums un kvalitāte, kā arī citi vides (Galbraith 1988; Blomqvist, Johansson 1995; Ludvig *et al.* 1995) un, iespējams, arī ģenētiskie faktori (Väisänen *et al.* 1972; Grant 1991). Tomēr ķīvīte ir to sugu vidū, kurai, kā liecina vairāki pētījumi, olu tilpumu galvenokārt nosaka vides apstākļi (Väisänen *et al.*

1972, Baines 1989). Barības daudzums un tās pieejamība, kas nosaka mātišu kondīciju, teorētiski var variēt starp biotopu grupām, ņemot vērā lielās atšķirības starp veģetācijas un augsnes īpašībām, kas raksturīgas aramzemei un pļavām. Taču šis pētījums nekonstatēja statistiski būtiskas atšķirības olu tilpumā starp aramzemi, piekrastes pļavām un iekšzemes pļavām, lai gan aramzemē vidējais olu tilpuma indekss bija mazāks. Tomēr, pat ja būtu būtiskas atšķirības, nevarētu apgalvot, ka eksistē barošanās apstākļu atšķirības biotopu vidū. Ligzdas šajā pētījumā tika klasificētas pēc to novietojuma, nevis pēc biotopa, kurā attiecīgie pieaugušie putni barojās. Vairāki ķīvītes ligzdošanas ekoloģijas pētījumi likuši secināt, ka ligzdvieta izvēlē primārais ir tās pēc iespējas tālāka atrašanās no kokiem, stabiem, ēkām, kas kalpo kā novērošanas vietas vārņveidīgajiem putniem, kā arī ligzdas maskēšanas iespējas (Galbraith 1989; Berg *et al.* 1992). Tikai sekundāri ķīvītes cenšas atrast vietu ar maksimāli lielu teicamu barošanās biotopu īpatsvaru to ligzdošanas teritorijās (Berg 1993), un varbūt tieši tāpēc, ka optimāla barības pieejamība reti ir apvienojama ar ligzdu aizsardzības interesēm, ķīvītes ne vienmēr barojās savās ligzdošanas teritorijās (Galbraith 1989; Baines 1989; Berg, 1993). Šajā pētījumā, vienīgi runājot par jūras piekrastes pļavām, var droši apgalvot, ka pieaugušie putni barojās tieši pļavās. Iekšzemes pļavas bieži robežojās ar aramzemi un baroties putni varēja gan vienā, gan otrā biotopā.

Spriežot pēc ļoti zemajiem reprodukcijas rādītājiem, aramzeme ķīvītēm ir 'ekoloģiskais slazds', kurš 'noķer' pārus, kas nav atraduši iespēju ligzdot dabiskajos biotopos (pļavās), to platības samazināšanās dēļ. Savukārt jūras piekrastes pļavas ir viens no dabiskajiem biotopiem, kur reprodukcijas rādītāji, tāpat kā iekšzemes pļavās, ir salīdzinoši augsti (20.-22. tabula, 25., 26. attēls), un tāpēc šo biotopu populācijas var sevi pašatrazot. Tomēr jāapzinās, ka ligzdu šķilšanās dati vien neatspoguļo biotopu kvalitāti. Nepieciešama informācija arī par mazuļu izdzīvotību periodā starp ligzdas pamešanu un lidspējas iegūšanu, kas būtu nākotnes pētījumu mērķis. Citās valstīs Eiropā bridējputnu mazuļu izdzīvošanas problēma uzsākta pētīt salīdzinoši nesen. Vairums pētījumu parādīja, ka mazuļu izdzīvotību negatīvi ietekmē klimatiskie apstākļi (Beintema 1994; Thomson 1994), gan arī no tas, ka biotopu fragmentācijas rezultātā labas ligzdvieta bieži ir izolētas no labām mazuļu uzaugšanas vietām (Redfern 1982; Johansson, Blomqvist 1996).

Taču ņemot vērā pat esošos rezultātus par atšķirībām ligzdošanas sekmēs biotopu vidū, var prognozēt, ka, jo lielāka ķīvīšu Latvijas populācijas daļa nākotnē ligzdos aramzemē, sagaidāma būtiskāka kopējā skaita samazināšanās. Diemžēl, pašreizējā tendence ir tieši šāda: strauji samazinās pļavu platības (3. nodaļa, Anon. 1995), tiek plānota daudzu purvu izmantošana. Tāpēc Latvijā ir ļoti svarīgi aizsargāt un saglabāt gan dabīgās, gan lauksaimniecībā izmantojamās pļavas, jo jāšaubās, ka ķīvīšu ligzdas ir iespējams pastāvīgi aizsargāt uz aramzemes, ierobežojot lauksaimnieciskās aktivitātes.

KOPSAVLKUMS: Ķīvītes *Vanellus vanellus* ligzdošanas bioloģija piekrastes pļavās, iekšzemes pļavās un lauksaimniecības zemēs

Latvijā ķīvīte ligzdo vairākos atšķirīgos biotopos: lauksaimniecības zemēs - kultivētās pļavās, ganībās, tīrumos, arī pļavās ezeru krastos un uz to salām, upju ielejās, jūras piekrastes pļavās, arī purvos. Tas deva iespēju novērtēt jūras piekrastes pļavu nozīmi ķīvīšu populācijas saglabāšanā, salīdzinot ligzdošanas ekoloģiju piekrastē un citos iekšzemes biotopos. 1993., 1994. un 1995. gada ligzdošanas sezonās tika veikti ķīvīšu ligzdošanas ekoloģijas pētījumi piekrastes pļavās, iekšzemes pļavās un uz aramzemes. Kopā atrastas un novērotas 322 ķīvīšu ligzdas, iegūstot datus par ligzdošanas fenoloģiju, dējuma lielumu, olu tilpumu un ligzdošanas sekmēm.

Ķīvītēm olu dēšanas periods piekrastes pļavās, tāpat kā iekšzemes pļavās, bija īsāks un ar agrāku mediāno dējuma sākšanas datumu, nekā aramzemē ($P < 0,001$). Aramzemē garāku intensīvas olu dēšanas periodu noteica daudzi atkārtotie dējumi. Aramzemē bija mazāks dējuma lielums ($P < 0,01$), olu tilpums (tiesa statistiski nebūtiski: $P \sim 0,10$) un šķilšanās sekmes ($P < 0,01$). Atšķirības ligzdošanas bioloģijā starp piekrastes pļavām un iekšzemes pļavām nebija būtiskas. Ligzdu šķilšanās sekmes aramzemē bija ļoti zemas. Ņemot vērā to, ka daudz mazuļi iet bojā arī laikā starp izšķilšanos un lidspējas iegūšanu, ir grūti iedomāties pašatzažošu populāciju.

PATEICĪBAS

Es izsaku pateicību Aināram Auniņam, ar kuru kopā tika vākts materiāls, kā arī LU Bioloģijas institūta Ornitoloģijas laboratorijas darbiniekiem, īpaši Jurim Kazubiernim, tāpat arī Mārim Strazdam un Agrim Strazdam, par lielo ieguldījumu datu vākšanā Engures ezera salās un Daugavgrīvā, kā arī par atļauju šos datus izmantot šajā nodaļā. Pateicību izsaku arī Oskaram Keišam, Edmundam Račinskim, Ainim Platajam, Dzintaram Izotovam, kuri piedalījās ligzdu meklēšanā un kontrolēs, kā arī Zviedrijas Ornitoloģijas biedrībai, kura

finansēja pētījumus 1993. gadā un Latvijas Dabas fondam par finansiālu atbalstu 1994. gadā.

LIEDAGS KĀ PUTNU LIGZDOŠANAS BIOTOPS: DISKUSIJA

Līdz šim veiktie piekrastes putnu pētījumi galvenokārt notikuši biotopos, kur novērojamas ievērojamas putnu koncentrācijas un liela sugu daudzveidība - pļavās, upju estuārijos, klinšainos krastos vai arhipelāgos. Tas ir saistīts arī ar to, ka šādām vietām bijusi liela dabas aizsardzības nozīme. Savukārt liedagi un, jo īpaši, kāpas, arī citur Eiropā nav izraisījuši lielu interesi ornitologu vidū, jo šos biotopus apdzīvo neliels sugu skaits (Merne 1991; Sutherland, Hill 1995; Opermanis 1995). Viens no šī darba uzdevumiem bija izpētīt to sugu izplatības likumsakarības, kas apdzīvo pludmali - ģeoloģiski aktīvu un mainīgu biotopu. Sugas, kas apdzīvo šādu biotopu, ir ļoti pateicīgi ekoloģisko pētījumu objekti, jo, ja suga dzīvo vienkāršākā biocenozē, tās attiecības ar apkārtejo vidi vieglāk saskatāmas. Piemēram, zinot to, ka upes tārtiņš *Charadrius dubius* Rīgas jūras līča liedagā ir gandrīz vienīgā ligzdojošā suga (1. nodaļa), starpsugu attiecības, kā izplatību limitējošo faktoru, var atnest un pievērsties, piemēram, biotopu fizikālo parametru izpētei, kas ir relatīvi viegli izmērāmi. Bez tam, pludmales konfigurācija (tā ir šaura un labi pārskatāma josla) ir ļoti labvēlīga dažādu uzskaišu un novērojumu veikšanai. Līdz šim vienīgie smilšainos liedagos ligzdojošo putnu ekoloģijas pētījumi Eiropā veikti Itālijā par upes tārtiņu (Biondi *et al.* 1992, 1995), taču šiem pētījumiem bija vairāk aprakstošs raksturs un dziļāka sugas izplatību ietekmējošo faktoru analīze netika veikta. Ziemeļamerikā diezgan daudz pētītas tārtiņu sugas *Charadrius melodus* (Burger 1987; Flemming *et al.* 1992; Loegering, Fraser 1995; Espie *et al.* 1996) un *Charadrius semipalmatus* (Armstrong, Nol 1993), bet Austrālijā tārtiņš *Charadrius bicinctus* (Dann 1991). Ņemot vērā šos apstākļus, kā arī to, ka, pētot liedagā ligzdojošos putnus Latvijā, tika konstatētas vairākas interesantas likumsakarības, ir pamats tālākai, nedaudz plašākai, diskusijai.

Jūras piekraste ir nestabila un mainīga ekosistēma, kas, vairāk nekā daudzas citas tai līdzās, pakļauta pastāvīgai pārveidei. Taču piekrastes biotopu vidū ir lielas atšķirības. Ja liedags ir dabiskās sukcesijas visagrīnākā stadija, tad kāpu mežu var gandrīz uzskatīt par

ekoloģiskā klimaksa ekosistēmu. Šo abu galējību vidū atrodas ar mežu nenosegtā primāro kāpu josla, piekrastes pļavas un citi biotopi. Šajā darbā pētīta to putnu sugu ekoloģija, kas apdzīvo biotopus, kas atrodas sukcesijas sākuma stadijā, un kuru eksistenci nodrošina dažādi faktori, novēršot sukcesijas tālāku attīstību. Pludmale - liedags un primāro kāpu josla – pastāv, pateicoties pastāvīgai viļņu un vēja darbībai, bet piekrastes pļavas saglabājas, pateicoties antropogēnajam faktoram: ganīšanai un zāles pļaušanai. Šo faktoru darbības intensitāte nosaka biotopu īpašības, kas ietekmē putnu sugu izplatību un ligzdošanas blīvumu.

Liedaga un primāro kāpu joslas raksturīga īpatnība ir arī tā, ka tur regulāri ligzdo maz sugu, salīdzinājumā pat ar piekrastes pļavām. Latvijā tās ir upes un smilšu tārtiņi, stepes čipste. Pat vietās, kur kāpu josla ir vairāk kā 100 metru plata, sugu daudzveidība palielinās, labākajā gadījumā, par pāris sugām: pļavas čipsti *Anthus pratensis*, lauka cīruli *Alauda arvensis* un dzelteno stērsti *Emberiza citrinella*. Tas nozīmē, ka tikai nedaudzas sugas spējušas piemēroties ligzdošanai šajā nepastāvīgajā biotopā. Tās visas ir sugas ar plašu specializāciju (ubikvisti), kas sastopamas dažādos biotopos. Taču ir arī sugu grupa, piemēram baltā cielava un jūrmalas dižpīle, kas ļoti veiksmīgi izmanto pludmali (ieskaitot seklūdeņus) kā barošanās biotopus, bet ligzdo nosacīti drošās vietās. Acīmredzot, šī ligzdošanas un barošanās biotopu diferenciācija arī ir pielāgošanās, kas vērsta uz maksimālu reprodukcijas efektu. Interesanti, ka pat tik ļoti atšķirīgām sugām kā abas minētās, stratēģija ir viena: olas tiek izperētas relatīvi drošās vietās kāpu joslā, bet izvesto mazuļu bariņi uzturas un barojas gandrīz tikai pludmalē.

Arī citas sugas savdabīgi izmanto pludmali un seklūdeņus. Vairākās vietās Latvijas piekrastē vasarā, spalvmešanas laikā, sastopami tūkstoši gaigalu *Bucephala clangula* (Vīksne 1994; autora novērojumi). Jūnijā un jūlijā liedaga vietās, kas atrodas tālu no cilvēku mītnēm, diezgan bieži (novērojumu skaits ir vismaz 15) esmu novērojis melnos stārķus *Ciconia nigra*, no kuriem lielākā daļa gulēja. Acīmredzot, stārķu ligzdošanas teritorijās mežos nav vietas, kur putni var netraucēti atpūsties un kur vienlaikus apkārtne būtu labi pārskatāma, lai laicīgi pamanītu draudošās briesmas (M. Strazds, pers. sarakste). Daudzām iekšzemē ligzdojošām sugām raksturīga tendence uzauzēt mazuļus piekrastē. No iekšzemes jūras piekrastes ūdeņos ierodas liels skaits lielo gauru *Mergus merganser*

perējumu un jauno zivju gārņu *Ardea cinerea*. Posmā Engure-Mērsrags vairākas reizes dažādos gados novērots, ka Engures ezerā ligzdojušie paugurknābja gulbji *Cygnus olor* pa sauszemi ved savus, vēl lidot nespējīgos, jaunus putnus uz piekrasti, kur tie iegūst lispēju (J. Viksnes un autora novērojumi). Engures ezera salās ligzdojošās jūraszagatas *Haematopus ostralegus* bieži novērotas lidojam uz apmēram 2 km attālo piekrasti (J. Viksnes dati), iespējams, baroties vai gulēt. Viss augstāk minētais liecina par to, ka pludmale daudzām sugām no dažādām putnu kārtām kalpo kā salīdzinoši mierīga un ar barību bagāta vieta, taču pārāk nedroša, lai tur varētu ligzdot.

Kādi ir galvenie faktori, kas ietekmē to sugu izplatību, kas tomēr ligzdo liedagā? Pētījumi ar upes tārtiņu demonstrēja, ka, gan visas Latvijas piekrastes līmenī (1. nodaļa), gan atsevišķu posmu līmenī (2. nodaļa), būtiskākais bija piekrastes ģeomorfoloģiskās īpatnības, jeb upes tārtiņa ligzdošanas biotopa fizikālie parametri. Biotopa fizikālie parametri noteica ligzdošanai nepieciešamo resursu pieejamību - ligzdvieta un barību. Pētījumā, kur tika salīdzināti dažādi Latvijas jūras piekrastes posmi, lielāki upes tārtiņa ligzdošanas blīvumi konstatēti vietās, kur bija lielāks jūrā ietekošo upju un strautu blīvums, krasta līnija bija vairāk izlocīta un kur pludmalē bija sastopami akmeņi. Pētījumi atsevišķu piekrastes posmu līmenī parādīja, ka biotopa fizikālie parametri noteica arī ligzdošanas teritorijas izvēli: upes tārtiņi biežāk izvēlējās platākās liedaga vietas. Turklāt interesanti, ka šī tendence, izvēlēties teritorijas pludmales platākajās vietās, noteica likumsakarīgu teritoriju izvietojumu mikroličos. Gar posmu Engure-Mērsrags smiltis pārvietoja uz dienvidiem, bet gar posmu Vitrupe-Ainaži – dažādi, taču, acīmredzot, pārsvarā uz ziemeļiem (Pastors 1994, G. Eberhards, pers. sarakste). Ja sanešu plūsmas virziens gar krastiem ir pastāvīgs, pludmales platākās vietas veidojas noteiktās mikroliču daļās. Rietumu piekrastē sanešu pārvietošanās pārsvarā notiek dienvidu virzienā, un vairāk ligzdu atradās zemesragos un mikroliču dienvidu daļās. Šajās biežāk izvēlētajās mikroliču daļās pludmale bija būtiski platāka nekā retāk izvēlētajās mikroliču daļās. Austrumu piekrastē, kur sanešu plūsma pārsvarā notiek ziemeļu virzienā, vairāk teritoriju, pretēji rietumu piekrastei, atradās mikroliču centrālajās daļās un ziemeļu daļās. Taču tas, ka sanešu plūsmas virziens var būt mainīgs, ir viens no izskaidrojumiem (skat. 2. nodaļu), ka būtiskas

atšķirības pludmales platumā starp biežāk un retāk izvēlētajām mikroliču daļām netika konstatētas.

Ja salīdzina piekrastes posmus Engure-Mērsrags un Vitrupe-Ainaži, var secināt, ka pirmais bija daudz labvēlīgāks pētījumu veikšanai. Tas tāpēc, ka šeit sanešu plūsma gar krastu notiek pastāvīgā virzienā, nebija jūrā ietekošo upīšu, krasts bija mazāk pakļauts jūras vējiem un bija salīdzinoši neliela rekreācijas slodze. Interesantākās likumsakarības (pludmales platums biežāk izvēlētajās mikroliču daļās bija platāks, attālumu no līgzdas līdz jūrai un no līgzdas līdz vertikālajiem elementiem korelācija u.c.) tika atklātas tieši šeit. Savukārt, Rīgas jūras līča austrumu piekrastes posmā, lielais upīšu blīvums, vietām lielā rekreācijas ietekme, vējš un sanešu plūsmas virziena nepastāvība izjauc tās likumsakarības, kas tika konstatētas rietumu piekrastē. Tas liecina, ka pētījumu posmos atklāto likumsakarību attiecināšanu uz visu piekrasti jāveic ļoti piesardzīgi, rūpīgi iepazīstoties ar apstākļiem.

Platāks līdags līgzdošanas teritorijās palielina platību, kas izmantojama rīstošanai, mazuļu slēpšanai un barības ieguvei. Bez tam platākā līdaga samazinās plēsonības risks, jo, teorētiski, plēsējiem, lai atrastu tārtiņa līgzdu, jāpārmeklē lielāka platība. Plēsonības riska samazināšana ir ne mazāk svarīga, kā labāku barošanās vietu iegūšana (Martin 1993 a, 1993 b, 1995). Pētot upes tārtiņa līgzdvietu izvēli, atklājās, ka būtiski bija ne tikai izvairīties no koku un stabu klātbūtnes (no kurienes līgzdas vai mazuļus var pamanīt vārnas un citi putni-olēdāji), bet arī līgzdot pēc iespējas tālāk no jūras, jo līgzdu noskalošana, acīmredzot, bija tikpat būtisks līgzdu bojāejas iemesls. Tāpēc, jo platāks līdags, jo līgzdošana drošāka.

Arī zīriņi bija atkarīgi no līgzdošanas vietu pieejamības, ko noteica biotopu fizikālie parametri. Zīriņu pastāvīgās kolonijas atradās gandrīz tikai līdaga paplašinājumos pie upju grīvām vai moliem. Iespējams, ka zīriņu līgzdošana ir ļoti cieši atkarīga no līgzdvietu pieejamības. Barība, kā faktors, koloniju vietu izvēli ietekmē mazāk, jo koloniālie kaijputni barības meklējumos var doties tālos lidojumos prom no kolonijām, piemēram, lielajam ķīrim *Larus ridibundus* konstatēti izlidojumi no Engures ezera līdz pat Kolkai (Виксне, Янайс 1986). Koloniālā līgzdošana ne tikai ļauj labāk aizsargāties no plēsējiem, bet arī dod iespēju īpatņiem apmainīties ar individuāli iegūtu informāciju par nevienmērīgi izvietotu

barības resursu atrašanās vietu (Klopper, Ganzhorn 1985; Wittenberg, Hunt 1985). Tāpēc, lai saglabātu zīriņu skaitu, būtu nepieciešams jūras tuvumā izveidot piemērotas potenciālo koloniju vietas – plašus laukumus bez veģetācijas, kur nebūtu traucējuma faktora. Pie kam, substātam nav lielas nozīmes: Rīgā, pēc maniem novērojumiem, zīriņi ligzdojuši ne tikai smiltīs, bet arī uz zāģu skaidām (Krēmeros), asfalta vai sacietējušām dūņām (Grāpju salā), akmens šķembām (Buļļusalā) un ēku jumtiem (Kīpsalā).

Blakus dabisko faktoru ietekmei uz putnu ligzdošanas blīvumu, vienmēr nozīmīga ir cilvēka klātbūtne. Vairākos liedaga posmos ļoti spēcīgā rekreācijas slodze neļāva putniem ne tikai ligzdot, bet pat atpūsties vai baroties. Cilvēka klātbūtne var izjaukt putnu izvietojuma tiešo atkarību no piekrastes joslas ģeomorfoloģiskajām īpatnībām. Taču man liekas, ka cilvēka klātbūtnei ir lielāks iespaids uz putnu ligzdošanas sekmēm, nevis uz ligzdošanas blīvumu. Laikā, kad tārtiņi un zīriņi ierodas ligzdošanas vietās (aprīļa beigās, maija sākums), liedags atstāj relatīvi neskarta un dabiska biotopa iespaidu, jo, sakarā ar vēso laiku, galvenās cilvēka aktivitātes šeit nav vēl sākušās. Maija beigās, kad vairumam putnu jau ir izdētas olas, sākas atpūtnieku pieplūdums pludmalē. Tādā veidā sākotnēji ļoti piemērots ligzdošanas biotops sezonas gaitā var pārvērsties par ļoti nelabvēlīgu. Šīs izmaiņas sezonas gaitā putni nespēj paredzēt un tāpēc cieš lielus zaudējumus. Protams, šī ietekme atkarīga no piekrastes urbanizācijas līmeņa un sezonas īpatnībām. Vietās, kas atrodas tālu no pilsētām, putni var neizjust rekreācijas ietekmi, kā arī vēsa pavasara gadījumā, rekreācija masveidā var sākties tikai jūlijā, kad ligzdojošos putnus tā ietekmē nenozīmīgi.

Upes tārtiņam netika konstatētas atšķirības barības blīvumā ligzdošanas teritorijās un nejausi izvēlētās vietās, kur upes tārtiņi neligzdoja (2. nodaļa). Tāpēc var secināt, ka, gadījumā, kad papildus barības nokļūšana liedagā pa upītēm ir izslēgta (kā tas bija posmā Engure-Mērsrags, kur notika šis pētījums), liedagā putnu barība ir vienmērīgi izplatīta. Šādos apstākļos, aizņemot platāku liedagu, var ne tikai samazināt plēsonības risku, bet, arī kompensēt barības sadalījuma disperso raksturu, jo, aizņemot vietu ar lielāku liedaga platumu, putniem, lai barotos, nav jādodas tālu prom no ligzdas. Šaurākā liedagā mazāka barošanās biotopa platība teorētiski jākompensē ar teritorijas garuma (gar krasta līniju) palielināšanu. Turklāt platākā liedagā ir lielākas iespējas “izmainīties” ar traucētāju,

neceļoties spārnos. Šīs abas priekšrocības, acīmredzot, ļauj ietaupīt putnu enerģētiskās rezerves.

Olu tilpums upes tārtiņa māfītēm, kuras ligzdoja biežāk izvēlētajās ligzdvieta pozīcijās (ar lielāku liedaga platumu), bija lielāks nekā retāk izvēlētajās ligzdvieta pozīcijās (kur liedags bija šaurāks). Olu tilpumu var ietekmēt ģenētiskie faktori (Väisänen *et al.* 1972; Laurila, Hario 1988; Grant 1991) un vides faktori (Miller 1979; Saether *et al.* 1986; Galbraith 1988; Baines 1989; Blomqvist, Johansson 1995). Literatūrā par bridējputniem var atrast apmēram vienādu skaitu petījumu, kur olu izmēru variācija izskaidrota gan ar vienu, gan otru faktoru. Attiecībā uz upes tārtiņu, ir norādes, ka šai sugai (tāpat kā ķīvītei) olu tilpumu vairāk ietekmē vides faktori, kamēr jūraszagatas olu tilpums vairāk atkarīgs no māfītes poligēniem (Väisänen 1977). Tādējādi upes tārtiņam olu tilpuma atšķirības platākos un šaurākos liedagos norāda uz atšķirīgiem barošanās apstākļiem, kas liek putniem biežāk izvēlēties vietas ar platu liedagu, t.i. ar labākiem apstākļiem. Taču šie labākie barošanās apstākļi neizpaužas kā lielāks barības blīvums, bet gan kā īsākas distances, kas jāveic, putniem barojoties, un mazāks stress, jo putns, barojoties, var uzmanīt savu ligzdvieta, kā arī labāk izvairīties no traucētājiem.

Iespējams, ka liedags ir unikāls biotops tai ziņā, ka dažāda veida barības objektu koncentrācija ir lielāka nekā citos biotopos - t.i. putnu barošanās apstākļi tur ir ļoti labvēlīgi, savukārt ligzdošanas apstākļi - nedroši, ko nosaka jūras tuvums, cilvēka klātbūtne un augstais plēsēju blīvums, jo arī tie meklē barību vietā, kur tās visvairāk. Pat ja pieņem, ka kukaiņu koncentrācija liedagā ir līdzīga kā, piemēram, pļavā, neapšaubāms fakts ir tas, ka barības objekti smiltīs ir daudz vieglāk ieraugāmi, kas ievērojami uzlabo barošanās sekmes un ietaupa enerģiju, kas citos apstākļos būtu jāpatērē barības meklēšanai. To pierāda mazais liedagā ligzdojošo sugu skaits, bet ļoti lielais to sugu skaits, kas šeit tikai barojas. Putnu barības lielo blīvumu rada kukaiņu migrācijas, kam jūra ir šķērslis tālākai izplatībai, un tādēļ liedagā lielā daudzumā sastopami dažādi putnu barības objekti. Kukaiņu daudzveidība pludmalē vislielākā ir maijā un jūnijā, kas, iespējams, ir saistīts ar priežu putekšņu izplatīšanos (Laima 1997; V. Spuņģis, pers. sarakste). Tas, ka tieši šis laiks atbilst vislielākajai daudzu sugu (tārtiņu, cielvau, stepes čipstu u.c.) ligzdošanas aktivitātei, nozīmē, ka sugas savu ligzdošanas laiku ir pieskaņojušas barības

ieguves faktoram. Bez tam jūra izskalo daudz sānpeļžu un citu dzīvnieku, kas bieži tiek lietoti barībā, kā arī aļģes, kas, liedagā pūstot, kļūst par labu substrātu dažādu divspārņu kāpuru attīstībai, kuri, savukārt, kolonizē liedagu no iekšzemes. Iespējams, ka šis biotops un to apdzīvojošās putnu sugas, varētu būt unikāls izņēmums apgalvojumam, ka vairumam dzīvnieku barību ir grūti atrast, un tāpēc tā ir skaitu limitējošs faktors (Lack 1954, Andrewartha, Birch 1954).

Nemot vērā šos apsvērumus, var saprast, kāpēc biotopu fizikālās īpašības, vismaz liedagā, kļūst par noteicošo faktoru putnu izplatībā. Interesanti, ka arī Leks (Lack 1966), atbildot uz savas teorijas kritiku, deva atrunu, ka, piemēram, jūras putniem, kas ligzdo salās, okeānam visapkārt esot, barība ir neierobežotā daudzumā, un šādā gadījumā ligzdvieta pieejamība var noteikt ligzdojošo putnu skaitu. Es domāju, šis fenomens būtu attiecināms uz visiem ģeoloģiski mainīgajiem (aktīvajiem) biotopiem, tajā skaitā arī uz iekšējo ūdenstilpju, īpaši upju krastiem. Tiesa, šo apgalvojumu varbūt nevar attiecināt uz visiem piekrastes tipiem, tajā skaitā arī Latvijas robežās. Pirmajā disertācijas nodaļā tika demonstrētas atšķirības, kas pastāv putnu ligzdošanas blīvuma ziņā starp Baltijas jūras piekrasti un Rīgas jūras līča piekrasti. Baltijas jūras piekrastē viļņu un vēja ietekme uz liedagiem ir spēcīgāka un neļauj ilgstoši uzkrāties barībai, tāpēc te var būt arī periodi, kad barības resursi ir ierobežoti.

Jāņem vērā, ka visas piekrastes agrīnās sukcesijas biotopos ligzdojošās sugas ir migranti, kas ziemas mēnešus nepavada Latvijā. Tāpēc nevar izslēgt, ka kādas sugas populācijas samazināšanās Latvijā izskaidrojama nevis ar ligzdošanas biotopu izzušanu vai zemām ligzdošanas sekmēm, bet gan ar nelabvēlīgu faktoru iedarbību ziemošanas vietās vai migrāciju laikā. Pasaulē aprakstīti daudzi piemēri, un iemesli var būt ļoti dažādi - no endoparazītiem, kuru dēļ putni nevar atgriezties savās ligzdošanas vietās ziemeļos, līdz nelabvēlīgiem laika apstākļiem, kuru dēļ populācijas lielākā daļa iet bojā (McNeil *et al.* 1994).

SECINĀJUMI

Izpētīti vairāki nozīmīgi Latvijas jūras piekrastē ligzdojošo putnu ekoloģijas aspekti: ligzdošanas blīvums, teritoriju izvēle, ligzdvieta izvēle un ligzdošanas bioloģija. Kā modeļsugas izmantoti galvenokārt bridējputni: upes tārtiņš, jūraszagata un ķīvīte. Atrastas vairākas likumsakarības, kas ļauj labāk izprast piekrastes putnu ekoloģiju un veikt to aizsardzības pasākumus.

1. Putnu izplatību un ligzdošanas blīvumu ietekmējošie faktori

- Upes tārtiņa un baltās cielavas blīvuma atšķirības noteica atsevišķu jūras piekrastes posmu ģeomorfoloģiskās īpašības. Lielāki ligzdojošo putnu blīvumi konstatēti piekrastes posmos ar akmeņu klātbūtni, lielāku līčainību, lielāku jūrā ietekošo upīšu blīvumu, mazāku viļņu darbības intensitāti. Minētās liedaga īpašības nosaka barības un ligzdvieta pieejamību.
- Liedagu un kāpu biotopos cilvēka darbības negatīvā ietekme izpaudās uz liedagā ligzdojošām sugām (upes tārtiņu, zīriņiem), mazāk uz sugām, kuras ligzdo liedagam pieguļošajā sauszemes joslā (baltā cielava, dzeltenā stērste) un izmanto liedagu tikai kā barošanās biotopu.
- Pļavu ornitoloģiskā nozīme palielinājās, pieaugot pļavu teritorijas platībai un samazinoties vidējam veģetācijas augstumam. Pēdējais norāda uz to, ka patlaban Latvijas piekrastes pļavās cilvēka darbības intensitāte, kas tieši vai netieši nosaka veģetācijas augstumu, ir zemāka par pļavu bridējputnu sabiedrībai optimālo.

2. Putnu ligzdošanas teritorijas un ligzdvieta izvēli ietekmējošie faktori.

- Liedagā ligzdojošie upes tārtiņi ieņēma ligzdošanas teritorijas vietās, kur liedags bija platāks. Platākā liedagā ir lielāka platība, kas izmantojama ligzdvieta izvēlei, riestošanai, mazuļu slēpšanai un barības ieguvei.

- Veicot pētījumus posmā, kur papildus barības piekļuve no iekšzemes pa upēm bija izslāgta, konstatēts, ka barības blīvums neietekmē teritoriju izvēli. Tas izskaidrojams ar to, ka liedagā, vismaz pētījumu rajonā, barība bija pieejama tādā daudzumā, ka tā pārstāja būt limitējošais faktors upes tārtiņa izplatībā.
- Upes tārtiņa tendence, izvēlēties teritorijas platākajās pludmales vietās, noteica likumsakarīgu teritoriju izvietojumu mikroličos, jo piekrastes posmos, gar kuriem sanešu pārvietošanās notiek pastāvīgā virzienā, pludmales platākās vietas veidojas noteiktās mikroliču daļās.
- Rīgas jūras līča rietumu piekrastē upes tārtiņi, izvēloties ligzdvietas, centās ieturēt pēc iespējas lielāku attālumu gan no jūras, gan no vertikālajiem elementiem, kas norāda, ka viļņi un plēsēji ir vienlīdz svarīgi riska faktori. Taču tas tika konstatēts tikai Rīgas jūras līča rietumu piekrastē. Austrumu piekrastē šāda sakarība netika atrasta, jo ligzdvieta izvēli ietekmēja arī blakusfaktori: rekreācija, vējš un jūrā ietekošo upīšu klātbūtne.
- Jūraszagatām, Latvijā sākot ligzdot uz aramzemes, zuda spēja izvēlēties drošas ligzdvietas, kas negatīvi ietekmēja ligzdu šķīlšanās sekmes. Tas nozīmē, ka īsā laikā apgūstot jaunus biotopus (apmēram 10 gados), suga nevar paspēt pielāgoties jaunajiem ligzdošanas apstākļiem.

3. Putnu ligzdošanas bioloģijas atšķirības piekrastē un iekšzemē

- Jūraszagatai un ķīvītei piekrastes biotopi bija visai labvēlīgi, jo dējuma lielums, olu lielums un ligzdošanas sekmes, salīdzinot ar citiem iekšzemes biotopiem, bija vai nu viduvējas, vai augstas. Tas nozīmē, ka šiem biotopiem ir liela nozīme jūraszagatu un ķīvīšu Latvijas populāciju īpatņu atražošanā, pat tad, ja šeit ligzdo neliels pāru skaits. Abām sugām vissliktākie vairošanās rādītāji bija aramzemē.
- Jo lielāka ķīvīšu Latvijas populācijas daļa nākotnē ligzdos aramzemē, jo sagaidāma būtiskāka kopējā skaita samazināšanās. Tāpēc ir ļoti svarīgi veidot gan piekrastes, gan iekšzemes pļavu liegumus, kur, veicot tradicionālo pļavu apsaimniekošanu, varētu saglabāt ne tikai ķīvīšu, bet arī citu pļavu bridējputnu skaitu.

4. Putnu skaita izmaiņu tendences un faktori, kas to ietekmē

- Liedagā un kāpu joslā ligzdojošo putnu skaita lielās svārstības noteica tas, ka šo biotopu kvalitāti ietekmē dažādu faktoru - krasta dinamisko procesu, klimata, cilvēka darbības – mijiedarbība, kas ļoti variē dažādās ligzdošanas sezonās. Cilvēks putnu ligzdošanai piemēroto vietu platības dinamiku var ietekmēt tikai daļēji, tāpēc arī tur ligzdojošo putnu “labklājība” ir lielā mērā atkarīga no grūti kontrolējamiem dabiskajiem procesiem.
- Latvijā pēdējo desmit gadu laikā notikusi būtiska jūras piekrastes pļavu platības samazināšanās, kas negatīvi ietekmējusi pļavās ligzdojošo bridējputnu skaita dinamiku un sugu daudzveidību.
- Pļavās ligzdojošo bridējputnu skaitu var palielināt, veicot plānotus biotopa kopšanas darbus: pērnā gada kūlas dedzināšanu, ganīšanu un zāles pļaušanu. Restaurējot pļavas, samērā viegli panākt ķīvītes, pļavas tilbītes un melnās puskuitalas atgriešanos. Retāko un reģionāli vairāk apdraudēto sugu - Šinca šņībīša un gugatņa - piesaistīšana ir daudz grūtāks uzdevums. Lai gūtu labāku priekšstatu par katra apsaimniekošanas veida ietekmi uz putniem, šis darbs jāturpina ilgstošākā laika posmā, rūpīgi dokumentējot stāvokli gan pirms darbu veikšanas, gan pēc tās.
- Jūraszagatai visos biotopos šķīlšanās sekmes bija zemas (zem 50%, turklāt mazuļu apspalvošanās sekmes nebija zināmas), īpaši aramzemē (6%) – biotopā, kur novērota skaita palielināšanās. Šādos apstākļos skaita pieaugums izskaidrojams vienīgi ar to, ka Latvijas populācija papildinājās ar īpatņiem no citurienes.

LITERATŪRA

- Andrewartha, H. G., Birch, L. C. 1954. The distribution and abundance of animals. Chicago.
- Anon. 1988. Īpaši aizsargājami dabas objekti Latvijas PSR teritorijā. Rīga.
- Anon. 1993. Latvijas jūras krastu monitorings. *Vides monitorings Latvijā* 3. Rīga.
- Anon. 1995. Latvia in figures. Central Statistics Bureau of Latvia. Rīga.
- Armstrong, A. R., Nol, E. 1993. Spacing behaviour and reproductive ecology of the Semipalmated Plover at Churchill, Manitoba. *Wilson Bulletin* 105: 455-464.
- Baines, D. 1988. The effects of improvement of upland marginal grasslands on the distribution and density of breeding wading birds (*Charadriiformes*) in Northern England. *Biological Conservation* 45: 221-236.
- Baines, D. 1989. The effects of improvement of upland marginal grasslands on the breeding success of Lapwings *Vanellus vanellus* and other waders. *Ibis* 131: 497 - 506.
- Baines, D. 1990. The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing *Vanellus vanellus* on upland grasslands. *Journal of Animal Ecology* 59: 915 - 929.
- Begon, M., Harper, J. I., Townsend, C. R. 1996. Ecology: individuals, populations and communities. Third edition. Blackwell.
- Beintema, A. J. 1983. Meadow birds as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 3: 391-398.
- Beintema, A. J. 1991 a. What makes a meadow bird a meadow bird? *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 3-5.
- Beintema, A. J. 1991 b. Status and conservation of meadow birds in the Netherlands. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 12-13.
- Beintema, A.J. 1994. Condition indices for wader chicks derived from body-weight and bill-length. *Bird Study* 41: 68-75.

- Beintema, A. J., Müskens, G. J. D. M. 1987. Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 24: 743-758.
- Beintema, A. J., Thissen, J. B., Tensen, D., Visser, G. H. 1990. Feeding ecology of Charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* 79: 31-44.
- Berg, A. 1992. Factors affecting nest-site choice and reproductive success of curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis* 134: 44-51.
- Berg, A. 1993. Habitat selection by monogamous and polygamous lapwings on farmland - the importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81: 99 - 105.
- Berg, A. 1996. Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia* 107: 343-346.
- Berg, A., Lindberg, T., Källebrink, K. G. 1992. Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology* 61: 469-476.
- Biondi, M., Pietrelli, L., Guerrerri, G., Martucci, O. 1992. Selezione di habitat e riproduzione del Corriere piccolo *Charadrius dubius* lungo la costa laziale. *Avocetta* 16: 41-43.
- Biondi, M., Pietrelli, L., Cannaviccini, A., Baldi, G., Menegoni, P., De Martini, L. 1995. Il successo di schiusa del Corriere piccolo, *Charadrius dubius*, nidificante in un'area costiera del Lazio. In: L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica: zone unide artificiali, coltivati, aree urbani. Electa Napoli.
- Bird, E. C. F. 1984. Coasts. An introduction to coastal geomorphology. Third edition. Oxford.
- Blomqvist, D., Johansson, O. C. 1991. Distribution, reproductive success and population trends in the Dunlin *Calidris alpina schinzii* on the Swedish West Coast. *Ornis Svecica* 1: 39-47.
- Blomqvist, D., Johansson, O. C. 1995. Trade-offs in nest-site selection in coastal populations in Lapwings *Vanellus vanellus*. *Ibis* 137: 550-558.
- Blūms, P. 1989. Savvaļas putnu olu aizperētibas pakāpes noteikšana. *Putni dabā* 2: 123-125.
- Boruks, A. 1995. Zemnieks, zeme un zemkopība Latvijā. Rīga.

- Briggs, K. 1984. The breeding ecology of coastal and inland Oystercatchers in North Lancashire. *Bird Study* 31: 141-147.
- Breierhagen, T. 1989. Nesting biology and mating system in an alpine population of Temminck's Stint *Calidris temminckii*. *Ibis* 131: 389-402.
- Bunin, J. S., Boates, J. S. 1994. Effects of nesting location on breeding success of Arctic Terns on Machias Sea Island. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1841-1847.
- Burger, J. 1985. Habitat selection in marsh-nesting birds. In: *Habitat selection in birds*. Cody, M. (Ed.) Orlando, pp. 253-278.
- Burger, J. 1987. Physical and social determinants of nest-site selection in Piping Plover in New Jersey. *Condor* 89: 811-818.
- Byrkjedal, I., Kalas, J. A. 1985. Seasonal variation in egg size in Golden Plover *Pluvialis apricaria* and Dotterel *Charadrius morinellus* populations. *Ornis Scandinavica* 16: 108-112.
- Clark, A. N. 1990. Dictionary of geography. Penguin.
- Cody, M. (Ed.) 1985. *Habitat selection in birds*. Orlando.
- Colwell, M. A., Oring, L.W. 1990. Nest-site characteristics of prairie shorebirds. *Canadian Journal of Zoology* 68: 297-302.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (eds) 1983. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 3. Oxford.
- Cramp, S., Brooks N. (eds) 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 4. Oxford.
- Dann, P. 1987. The feeding behaviour and ecology of shorebirds. In: *Shorebirds of Australia*. Lane, B. (Ed.) Melbourne.
- Dann, P. 1991. Breeding territories, nesting and the timing of breeding of the Double-banded Plover *Charadrius bicinctus*. *Corella* 15: 13-18.
- Devos, K., Meire, P., Kuijken, E. 1991. Recent population estimates of meadow-breeding waders in Belgium. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 14-22.
- Dubois, P. J., Maheo, R., Hötker, H. 1991. Waders breeding on wet grasslands in France. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 27-31.

- Duncan, D. C. 1987. Variation and heritability in egg size of the Northern Pintail. *Canadian Journal of Zoology* 65: 992-996.
- Eberhards, G., Salupe, B. 1996. Accelerated coastal erosion - implications for Latvia. *Baltica* 9: 16-28.
- Elliott, R. D. 1985. The effects of predation risk and group size on anti-predator responses of nesting lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 168-187.
- Ens, B. J. 1991. The social prisoner: causes of natural variation in reproductive success of the oystercatcher. PhD thesis. Groningen.
- Espie, A. U., Brigham, R. H. M., James, P. C. 1996. Habitat selection and clutch fate of Piping Plovers (*Charadrius melodus*) breeding at lake Diefenbaker, Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology* 74: 1069-1075.
- Fasola, M., Canova, L. 1991. Colony site selection by 8 species of gulls and terns breeding in the Valli-di-Comacchio, Italy. *Bolletino di Zoologia* 58: 261-266.
- Fatare, I. 1975. Latvijas jūrmalas kāpu veģetācija. Rīga.
- Flemming, S. P., Chiasson, R. D., Austin-Smith, P. J. 1992. Piping Plover nest site selection in New-Brunswick and Nova-Scotia. *Journal of Wildlife Management* 56: 578-583.
- Flodin, L.-A., Hirismäki, H., Noren, L.-G. 1995. Samhäckande vadare på strandängar sydvästra Sverige: Predationsskydd eller habitatval? *Ornis Svecica* 5: 23-30.
- Fowler, J., Cohen, L. 1986. Statistics for Ornithologists. BTO, Tring.
- Frid, C. L. J., Evans, P. R. 1995. Coastal habitats. In: *Managing Habitats for Conservation*. Sutherland, W. J., Hill, D. A. (Eds). Cambridge.
- Galbraith, H. 1988. Effects of egg size and composition on the size, quality and survival of lapwing *Vanellus vanellus* chicks. *Journal of Zoology, London* 214: 383-398.
- Galbraith, H. 1989. Arrival and habitat use by Lapwings *Vanellus vanellus* in early breeding season. *Ibis* 131: 377-388.
- Giroux, J.-F. 1985. Nest sites and superclutches of American Avocets on artificial islands. *Canadian Journal of Zoology* 63: 1302-1305.
- Gladh, L. 1991. Mowing as a tool in managing shore meadows. In: *Wetland management and restoration*. Finlayson, C. M., Larsson, T. (Eds). Pp. 166-169.

- Glinka, A., Wolf, C. 1994. Zur Brutbiologie des Austernfischers *Haematopus ostralegus* am Unteren Niederrhein. *Charadrius* 30: 141-152.
- Glutz von Blotzheim, Bauer, K. M., Bezzel, E. 1975. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5. Frankfurt am Main.
- Gochfeld, M. 1977. Colony and nest site selection by Black Skimmers. *Proceedings of Colonial Waterbird Group* 1: 78-90.
- Grant, M. 1991. Relationship between egg size, chick size at hatching, and chick survival in the Whimbrel *Numenius phaeopus*. *Ibis* 133: 127-133.
- Green, R. E., Griffiths, G. H. 1994. Use of preferred nesting habitat by Stone Curlews *Burhinus oedicanus* in relation to vegetation structure. *Journal of Zoology, London* 233: 457-471.
- Groen, N. M. 1993. Breeding site-tenacity and natal philopatry in the Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. *Ardea* 81: 167-173.
- von Haartman, L. 1975. Changes in the breeding bird fauna of coastal bays in southwestern Finland. *Ornis fennica* 52: 57-67.
- von Haartman, L. 1980. Nest sites of the Common Gull *Larus canus* in relation to ice age geology and other factors. *Ornis Fennica* 57: 11-16.
- Harris, M. P. 1967. The biology of oystercatchers *Haematopus ostralegus* on Skokholm Island, South Wales. *Ibis* 109: 180-193.
- Holt, P., Warrington, S. 1996. The analysis of faeces and reurgirated pellets for determining prey size: problems and bias illustrated for Green Sandpipers *Tringa ochropus* feeding og *Gammarus*. *Wader Study Group Bulletin*: 79: 65-68.
- Hötker, H. 1991. Waders breeding on wet grasslands in the countries of the European Community - a brief summary of current knowledge on population sizes and population trends. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 50-55.
- Hilden, O. 1987. Recent changes in the seabird population in Finland. In: *Baltic birds* 5.1: 141-153.
- Hilden, O., Vuolanto, S. 1972. Breeding biology of the Red-necked Phalarope *Phalaropus lobatus* in Finland. *Ornis Fennica* 49: 57-85.

- Howes, L.-A., Montevecchi, W.A. 1993. Population trends and interactions among terns and gulls in Gros Morne National Park, Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, Vol. 71: 1516-1520.
- Ingelög, T., Andersson, R., Tjernberg, M. 1993. Red Data Book of the Baltic Region. Uppsala.
- Johansson, O.C., Blomqvist, D. 1996. Habitat selection and diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmland in SW Sweden. *Journal of Applied Ecology* 33: 1030-1040.
- Johnson, D. H. 1979. Estimating nest success: the Mayfield method and an alternative. *Auk* 96: 651 - 661.
- Jönsson, P.E. 1991. Reproduction and Survival in a Declining Population of the Southern Dunlin *Calidris alpina schinzii*. *Wader Study Group Bulletin*, 61, Supplement 56-68.
- Kabucis, I. 1995. Kāpu veģetācija. Grām: Latvijas daba. Kavacs, G. (Red.). 2. sēj. Rīga.
- Kärrsgard, S. 1991. Restoration and Management of Shore Meadows at Lake Takern. In: Wetland Management and Restoration. Finlayson, C. M., Larsson, T. (Eds). Pp. 170-174.
- Klomp, H. 1970. The determination of clutch size in birds. A review. *Ardea* 58: 1 - 24.
- Klopfer, P. H., Ganzhorn, J. U. 1985. Habitat selection: behavioural aspects. In: Habitat selection of birds. Cody, M. (Ed.). Pp. 436-455.
- Koskimies, P. 1989. Distribution and Numbers of Finnish Breeding Birds. Appendix to Suomen Lintuatlas. Helsinki.
- Krol, E. 1986. Coastal meadows in Poland - the vanishing habitat for breeding waders. *Var Fagelvärld* 11, Supplement 93-98.
- Kruk, M., Nordervliet, M. A. W. & ter Keurs, W. J. 1995. Hatching dates of waders and mowing dates in intensively exploited grassland areas in different years. *Biological Conservation* 77: 213-218.
- Lack, D. 1954. The Natural Regulation of Animal Numbers. Oxford.
- Lack, D. 1966. Population studies of birds. Oxford.

- Laime, B. 1997. Jūras piekraste. Grām: Bioloģiskā daudzveidība Latvijā. Kabucis, I. (Red.). Rīga.
- Larson, J. S. 1991. Wetland restoration: an overview. In: Wetland restoration and management. Finlayson, M. C., Larsson, T. (Eds). Pp. 17-24.
- Laurila, T., Hario, M. 1988. Environmental and genetic factors influencing clutch size, egg volume, date of laying and female weight in the Common Eider *Somateria mollissima*. *Finish Game Research* 45: 19-30.
- Lauro, B., Nol, E. 1995. Patterns of habitat use for Pied and Sooty Oystercatchers nesting at Furneaux Islands, Australia. *Condor* 97: 920-934.
- Leibak, E., Lilleleht, V. & Veromann, H. (Eds) 1994. Birds of Estonia. Status, distribution and numbers. Tallinn.
- Leibak, E., Lutsar, L. 1996. Estonian coastal and floodplain meadows. Estonian Fund for Nature. Tallinn.
- Lemmetyinen, R. 1971. Nest defence behaviour of Common and Arctic Terns and its effects on the success achieved by predators. *Ornis Fennica*, 48: 13-24.
- Liepa, I. 1974. Biometrija. Rīga.
- Lipsbergs, J. 1994. Ķīvītes (*Vanellus vanellus*) ligzdošana izdegušā niedrājā. *Putni dabā* 4: 40 - 42.
- Lipsbergs, J., Lipsbergs, U., Strazds A., Strazds, M. 1985. Retie un aizsargājamie putni Rīgas jūras līča ziemeļaustrumu piekrastē. *Retie augi un dzīvnieki*, 63-69.
- Loefering, J. P., Fraser, J. D. 1995. Factors affecting Piping Plover chick survival in different brood rearing habitats. *Journal of Wildlife Management* 59: 646-655.
- Ludvig, E., Vanicsek, L., Török, J., Csörgö, T. 1995. Seasonal variation in clutch size in European Blackbird *Turdus merula*: a new ultimate explanation. *Journal of Animal Ecology* 64: 85-94.
- Marchant, J. H., Hudson, R., Carter, S. P., Whittington, P. 1990. Population trends in British Breeding breeding birds. BTO, Tring.
- Martin, T. E. 1993 a. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43: 523-531.
- Martin, T. E. 1993 b. Evolutionary determinants of clutch size in cavity-nesting birds: nest predation or limited breeding opportunities. *American Naturalist* 142: 937-945.

- Martin, T. E. 1995. Avian life-history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological monographs* 65: 101-127.
- Mayfield, H. 1961. Nesting success calculated from exposure. *Wilson bulletin* 73: 255 - 261.
- Mayfield, H. 1975. Suggestions for calculating nest success. *Wilson bulletin* 87: 456 - 466.
- McNeil, R., Tulio Diaz, M., Villeneuve, A. 1994. The mystery of shorebird over summering: a new hypothesis. *Ardea* 82: 143-151.
- Merne, O. J. 1991. Birds of Irish dunes - a review. In: A guide to the sand dunes of Ireland. Quigley, M. B. (Ed.). Galway.
- Miller, E.H. 1979. Egg size in the Least Sandpiper *Calidris minutilla* on Sable Island, Nova Scotia, Canada. *Ornis Scandinavica* 10: 10-16.
- Norment, C. J. 1993. Nest site characteristics and nest predation in Harris' Sparrows and White-crowned Sparrows in the Northwest Territories, Canada. *Auk* 110: 769-777.
- Norton, D. W. 1970. Thermal regime of nests and bioenergetics of chick growth in Dunlin (*Calidris alpina*) at Barrow, Alaska. M.S. thesis, University of Alaska, Fairbanks, Alaska.
- O'Brien, M., Smith, K. W. 1992. Changes in the status of waders breeding on wet lowland grasslands in England and Wales between 1982 and 1989. *Bird Study* 39: 165-176.
- Opermanis, O. 1995. Recent changes in breeding bird fauna at the seacoast of the Gulf of Riga. In: Directions in European Coastal Management. Healy, M. G. H., Doody, J. P. (Eds), pp. 361-368.
- Opermanis, O. 1996. Expansion of Oystercatcher *Haematopus ostralegus* from coastal habitats to farmland in Latvia. *Wader Study Group Bull.* 79: 37.
- Opermanis, O., Auniņš, A. 1995. Kīvītes *Vanellus vanellus* ligzdošana biotopos ar dažādu cilvēka ietekmi. *Putni dabā* 5: 2-16.
- Ottosson, U., Johansson, K., Pettersson, J. 1989. Hackfagelbestanden av and- och masfaglar samt vadare pa Olands strandangar. *Calidris* 18: 47-85.

- Pastors, 1994. Baltijas jūras piekraste un Rīgas līcis. Grām: Latvijas Daba. Kavacs, G. (Red.). 1. sēj. Rīga.
- Paton, W. C. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.
- Paton, W. C. 1995. Breeding biology of Snowy Plovers at Salt Lake, Utah. *Wilson Bulletin* 107: 275-288.
- Paton, W. C., Dalton, J. 1994. Breeding ecology of Long-billed Curlews at Great Salt Lake, Utah. *Great Basin Naturalist* 54: 79-85.
- Peach, W. J., Thompson, P. S., Coulson, J. C. 1994. Annual and long-term variation in the survival rates of British Lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- Pennington, M. G. 1992. Ringed Plovers nesting in covered sites. *British Birds* 85: 498-299.
- Perrins, C. M. 1996. Eggs, egg formation and the timing of breeding. *Ibis* 138: 2-15.
- Pēterhofs, E. 1984. Retie un aizsargājami putni Kurzemes pussalas Ziemeļaustrumu piekrastē. *Retie augi un dzīvnieki*, 36-41.
- Powell, A. N., Cuthbert, F. J. 1992. Habitat and reproductive success of Piping Plover nesting on Great Lakes islands. *Wilson Bulletin* 104: 155-161.
- Priednieks, J., Strazds, M., Petriņš, A., Strazds, A. 1989. Latvijas ligzdojošo putnu atlants (1980.-1984.). Rīga.
- Quinn, J. S., Morris, R. D. 1986. Intraclutch egg-weight apportionment and chick survival in Caspian Terns. *Canadian Journal of Zoology* 64: 2116-2125.
- Redfern, C. P. F. 1982. Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird study* 29: 201-208.
- Robertson, G. J. 1995. Factors affecting nest-site selection and nesting success in the Common Eider *Somateria mollissima*. *Ibis* 137: 109-115.
- Rodrigues, R. 1994. Microhabitat variables influencing nest-site selection by tundra birds. *Ecological Applications* 4: 110-116.

- Saether, B.-E., Kalas, J. A., Lofaldli, L., Anderssen, R. 1986. Sexual size dimorphism and reproductive ecology in relation to mating system in waders. *Biological Journal of the Linnaean Society* 28: 273-284.
- Safriel, U. N. 1985. 'Diet dimorphism' within an Oystercatcher *Haematopus ostralegus* population - adaptive significance and effects on recent distribution dynamics. *Ibis* 127: 278-305.
- Salman, A. H. P. M., Berends, H., Bonazountas, M. (eds). 1995. Coastal management and habitat conservation. EUCC. Leiden.
- Samsons, B. (Red.) 1967. Latvijas PSR mazā enciklopēdija. Rīga.
- Sawitzky, W. 1899. Beiträge zur Keuntnis der Baltischen Ornithologie. Die Vögelwelt der Stadt Riga und Umgegend. - Korresp. Bl. Naturforscher - Vereins zu Riga befindlichen Exemplare. Riga, Bd. 62, 191 - 218.
- Schmidt, G. A. J. 1986. Changes in populations of shore and wetland birds on the Baltic coast of Schleswig-Holstein, FRG. *Var Fagelvarld* 11, Supplement 191-200.
- Sharp, P. J. 1996. Strategies in avian breeding cycles. *Animal Reproduction Science* 42: 505-513.
- Shrubb, M. 1990. Effects of agricultural change on nesting Lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales. *Bird Study* 37: 115 - 127.
- Snow, D. W. 1955. The breeding of Blackbird, Song Thrush and Mistle Thrush in Great Britain, Part III. Nesting Success. *Bird Study* 2: 169 - 178.
- Sokal, R., Rohlf, F. J. 1981. Biometry. Second edition. New York.
- Solis, J. C., Delope, F. 1995. Nest and egg crypsis in the ground-nesting Stone Curlew *Burhinus oedicnemus*. *Journal of Avian Biology* 26: 135-138.
- Soloviev, Y., Tomkovitch, P. S. 1996. The role of tundra microtopography in nest-site choice by high arctic waders. *Wader Study Group Bulletin* 79: 40.
- Soikkeli, M. 1967. Breeding cycle and population dynamics in the dunlin *Calidris alpina*. *Annales Zoologici Fennici* 4: 158-198.
- Soikkeli, M., Salo, J. 1979. The bird fauna of abandoned shore pastures. *Ornis Fennica* 56: 124-132.

- Spear, L. B. & Anderson, D. W. 1989. Nest-site selection by Yellow-footed Gulls. *Condor* 91: 91-99.
- Storey, A. E. 1987. Characteristics of successful nest sites for marsh-nesting Common Terns. *Canadian Journal of Zoology* 65: 1411-1416.
- Stoutjesdijk, Ph., Barkman, J. J. 1992. Microclimate, vegetation and fauna. Uppsala.
- Strazds, M. 1995. Ieteikumi Daugavgrīvas dabas lieguma apsaimniekošanā. *Putni dabā* 5.2: 121-122.
- Strazds, M., Strazds, A. 1983. Ūdensputnu ligzdošanas vietas 'Daugavgrīva' ornitofauna. *Retie augi un dzīvnieki*, 44-52.
- Strazds, M., Priednieks, J., Vāverīšs, G. 1994. Latvijas putnu skaits. *Putni dabā* 4: 3-19.
- Strods, H. 1992. Latvijas lauksaimniecības vēsture. Rīga.
- Stroud, D. A., Reed T. M., Harding, N. J. 1990. Do moorland breeding waders avoid plantation edges? *Bird study* 37: 177-186.
- Sutherland, W. J. 1996 a. Ecological census techniques. Cambridge.
- Sutherland, W.J. 1996 b. From Individual Behaviour to Population Ecology. Cambridge.
- Sutherland, W. J., Hill, D. A. (Eds) 1995. Managing habitats for restoration. Cambridge.
- Szekely, T. 1992. Reproduction of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in grasslands and fish-ponds: the habitat mal-assessment hypothesis. *Aquila* 99: 59-68.
- Thompson, P. S., Hale, W. G. 1991. Age-related reproductive variation in the Redshank *Tringa totanus*. *Ornis Scandinavica* 22: 353 - 359.
- Thompson, P. S., Baines, D., Coulson, J., Longrigg, G. 1994. Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474-484.
- Thomson, D. L. Growth and development in Dotterel chicks *Charadrius morinellus*. *Bird Study* 41: 61-67.
- Thorup, O. 1991. Population trends and studies on breeding waders at the nature-reserve Tipperne. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement: 78-81
- Thorup, O. 1992. The breeding birds on Tipperne 1928-1992. Unpublished manuscript elaborated for the Danish Ministry of Environment.
- Thurman, H. V. 1988. Introductory oceanography. 5th edition. Columbus.

- Tucker, G. M., Evans, M. I. 1997. Habitats for Birds in Europe. Cambridge.
- Väisänen, R. A., Hilden, O., Soikkeli, M., Vuolanto, S. 1972. Egg dimension variation in five wader species: the role of heredity. *Ornis Fennica* 49: 25-42.
- Väisänen, R. A. 1977. Geographic variation in timing of breeding and egg size in eight European species of waders. *Annales Zoologici Fennici* 14: 1-25.
- Vermeer, K, Morgan, K. H., Smith, G. E. J. 1992. Black Oystercatcher habitat selection, reproductive success, and their relationship with Glaucous-winged Gulls. *Colonial Waterbirds* 15: 14-23.
- Vīksne, J., Janaus, M. 1989. Kaijveidīgo putnu un zivju gārņu kolonijas Latvijā 1986. gadā. *Putni dabā* 2: 55-72.
- Vīksne, J. 1994. Putniem nozīmīgās vietas Latvijā. Rīga.
- Vīksne, J. 1997. Engure – putnu ezers. Rīga.
- Walsberg, G. E. 1985. Physiological consequences of microhabitat selection. In *Habitat selection in birds*. Cody, M. (Ed.). Orlando. Pp. 389-410.
- Wiens, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Cambridge.
- Witt, H. 1991. Hatching and fledging success of some 'meadow birds' on parcels of land cultivated with different intensity. *Wader Study Group Bulletin* 61, Supplement 73-78.
- Wittenberg, J. F., Hunt, G. L. Jr. 1985. The adaptive significance of coloniality of birds. *Avian Biology* 8: 1-78.
- Виксне, Я. 1983. Птицы Латвии: территориальное размещение и численность. Рига.
- Виксне, Я., Янаус, М. 1986. Кормовые полеты ченоголовой чайки озеро Энгурес. *Орнитология* 21: 55-72.
- Петерхофс, Э. 1983. Чибис. В кн: Птицы Латвии: территориальное размещение и численность. Виксне, Я. (Ред.). Рига.
- Приедниекс, Я., Куресоо, А, Курлявичюс, П. 1986. Рекомендации к орнитологическому мониторингу в Прибалтике. Рига.
- Страдс, М. 1983. Купик-сорока. В кн: Птицы Латвии: территориальное размещение и численность. Виксне, Я. (Ред.). Рига.

PUBLIKĀCIJU SARAKSTS PAR DISERTĀCIJAS TĒMU

- Opermanis, O. 1995. Recent changes in breeding bird fauna at the seacoast of the Gulf of Riga. In: *Directions in European Coastal Management*. Healy, M G. H. and Doody, J. P. (eds), pp. 361-368.
- Opermanis, O., Auniņš, A. 1995. Ķīvītes *Vanellus vanellus* ligzdošana biotopos ar dažādu cilvēka ietekmi. *Putni dabā* 5: 2-16.
- Opermanis, O. 1996. Expansion of Oystercatcher *Haematopus ostralegus* from coastal habitats to farmland in Latvia. *Wader Study Group Bulletin* 79: 37.
- Opermanis, O., Strazds, M., Pēterhofs, E., Strazds, A. 1996. Putni Latvijas piekrastē: skaita izmaiņas, izplatība un pašreizejais stāvoklis. *Putni dabā* 6: 2-14.
- Opermanis, O. 1997. Breeding biology of oystercatcher *Haematopus ostralegus* in Latvia: differences between habitats. Iespēšanās: *Acta Ornithologica Lituanica* 6.
- Opermanis, O., Kabucis, I. 1997. Diversity of plant and bird species in relation to management in Latvian shore meadows. Iespēšanās: *Proceedings of 6th Conference of European Union for Coastal Conservation*.
- Opermanis, O. Territory and nest site selection in Little Ringed Plover *Charadrius dubius* in relation to food and habitat characteristics. Submitted manuscript.
- Opermanis, O., Strazds, M., Pēterhofs, E., Auniņš, A., Strazds, A. Population dynamics of breeding waders in shore meadows of the Gulf of Riga. Manuscript.

PATEICĪBAS

Izsaku pateicību tiem cilvēkiem, bez kuru atsaucības un palīdzības nebūtu iespējama šī darba veikšana. Par laipni piedāvātajām nakts mājām pētījumu laikā: Ziemeļvidzemes Reģionālā Dabas Aizsardzības kompleksa darbiniekiem un īpaši Andrim Urtānam, LU Bioloģijas Institūta Engures stacionāra darbiniekiem un Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātes amatpersonām par iespēju izmantot bāzi Kolkā.

Īpašu pateicību gribu veltīt maniem darba devējiem LU Zooloģijas muzejā (Aivaram Petriņam un Irēnai Ondzulei), Latvijas Dabas fondā (Mārim Kreilim) un LR Vides un reģionālās attīstības ministrijā (Ilonai Lodziņai) par sapratni un atbalstu. Ļoti pateicos LU doktorantūras daļai, īpaši Mednes kundzei, par piešķirto stipendiju.

Pateicos savam darba vadītājam J. Priedniekam par dalīšanos pieredzē daudzu gadu gaitā un palīdzību disertācijas tapšanas laikā. Lielu pateicību izsaku daudzgadīgajam lauka darbu biedram un datoru speciālistam A. Auniņam.

Pateicos visiem skolotājiem un kolēģiem, kuri palīdzēja plānot pētījumus un neliedza padomus un kritiku disertācijas sagatavošanā. Īpaši pateicos I. Kabucim, Prof. G. Eberhardam, M. Strazdam, Prof. J. Viksnem, Doc. M. Šternbergam, Doc. V. Spuņģim, Prof. V. Balodim un B. Laimei.

Šis darbs ir veltīts manai sievai Ilzei un dēliem Bruno un Oto. Ja jūsu nebūtu, es šaubos vai būtu šo darbu paveicis. Paldies Ilzei par vienlīdz kritiku un pacietību attiecībā uz manu pētnieka dzīvesveidu, bet galvenais par to, ka vismaz pagaidām viņa savam vīram, kas ilgu laiku pavada ārpus mājas, vēl nav izsniegusi *Vilka pasi*. Pateicos saviem vecākiem un vecvecākiem, kas daudzos grūtos brīžos snieguši atbalstu.