

AKTUĀLI BIOTOPU UN SUGU DZĪVOTŅU APSAIMNIEKOŠANAS PIEMĒRI LATVIJĀ

Rakstu krājums izdots LIFE+ projekta «Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana» (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN) ietvaros

Redaktore

Agnese Priede

Redkolēģija

Jānis Birzaks, Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskā institūts BIOR

Viesturs Melecis, Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

Anita Namatēva, Dabas aizsardzības pārvalde

Otars Opermanis, Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte

Valdis Pilāts, Dabas aizsardzības pārvalde

Jānis Priednieks, Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte

Solvita Rūsiņa, Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

Vāka fotogrāfijas

Elm Media

Makets

Zane Rubene

Citēšanas paraugs

Rozenfelde R. 2018. Virsāju kontrolētās dedzināšanas ietekme uz taisnspārņu (Orthoptera) daudzveidību aizsargājamo ainavu apvidū "Ādaži". Grām.: Priede A. (red.) Aktuāli biotopu un sugu dzīvotņu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda.

Visi raksti ir recenzēti.

© Dabas aizsardzības pārvalde

© Fotogrāfijas – fotogrāfiju autori



Dabas aizsardzības pārvalde



HYDROPLAN



NATURA 2000



Latvijas vides
aizsardzības fonda
administrācija

Rakstu krājums izdots projekta "Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana" (LIFE10 NAT/LV000 160, HYDROPLAN) ietvaros

Saturs

Priekšvārds <i>AGNESE PRIEDE</i>	4
HYDROPLAN projekts: aizsargājamu dabas teritoriju hidroloģiskās atveseļošanas plānošanas un īstenošanas piemērs <i>JĀNIS ĶUZE</i>	6
HYDROPLAN projekts, tā loma dabas atjaunošanā un galvenās projekta īstenošanas atziņas <i>ANDRIS ŠIROVS</i>	9
Hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmu izstrāde dažādām mitrāju ekosistēmām Ķemeru Nacionālajā parkā <i>RŪTA ABAJA, GATIS ERIŅŠ, OSKARS PURMALIS</i>	25
Zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas pieredze Ķemeru Nacionālajā parkā <i>AGNESE PRIEDE, ANDIS LIEPA</i>	47
Apsaimniekošanas ietekme uz ūdensputnu un bridējputnu populācijām Engures ezera dabas parkā no 2001. līdz 2017. gadam <i>ROBERTS ŠILIŅŠ, AIVARS MEDNIS, ANTRA STĪPNIECE, MĀRA JANAUS</i>	68
Mākslīgās ligzdas klinšu un jūras ērglim, melnajam stārķim un ūpim <i>JĀNIS ĶUZE, JURIS LIPSBERGS, MĀRIS STRAZDS, HELMUTS HOFMANIS</i>	84
Īpaši aizsargājamās sugas upes nēģa <i>Lampetra fluviatilis</i> un lašveidīgo <i>Salmonidae</i> zivju nārsta vietas izveide dabas liegumā "Raķupes ieleja" <i>HELMUTS HOFMANIS</i>	96
Virsjūru kontrolētās dedzināšanas ietekme uz taisnspārņu (Orthoptera) daudzveidību aizsargājamo ainavu apvidū "Ādaži" <i>RŪTA ROZENFELDE</i>	101

Priekšvārds

AGNESE PRIEDE

rakstu krājuma redaktore

Lieli, sarežģīti ekosistēmu atjaunošanas projekti nekad nav viegli īstenojami. Tos ieviešot, nākas saskarties ar grūtībām, ne tikai plānojot, kā īstenot ekspertu ieteikumus, bet arī pārvarēt daudz formālu šķēršļu, ievērojot likumu normas, un saskarties ar atšķirīgu sabiedrības viedokli. Šajā ziņā LIFE programmas projekts “Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana” (LIFE10 NAT/LV/000160, turpmāk – HYDROPLAN projekts) ir bijis sarežģīts.

Taču no sarežģītības un grūtību pārvarēšanas varam gūt daudz atziņu, kas var noderēt līdzīgu projektu īstenošanā nākotnē. HYDROPLAN projektā pirms darbu īstenošanas izstrādātas pamatīgas, detalizētas hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas visām trijām darbu īstenošanas teritorijām, katrā piedāvājot vairākus scenārijus. Programmas ietvēra gan hidroloģisku izpēti, hidroloģisku un hidroģeoloģisku modelēšanu, gan biotopu un sugu izpēti. Rezultāti prezentēti dažādām sabiedrības grupām, tostarp vietējiem iedzīvotājiem. Programmas ir labs instruments, kādu varētu izmantot arī citās teritorijās pirms liela mēroga dabas atjaunošanas darbiem. Ja tās ir kvalitatīvi izstrādātas, tās kalpo gan kā informācijas avots, gan pamatojums darbu īstenošanai, gan dažādu ietekmju un risku izvērtēšanai.

Projekta ietvaros veikti vērienīgi augstā purva atjaunošanas darbi, izlikumots garš iztaisnotas upes posms, aizbērts un aizsprostots liels skaits grāvju. Lai arī darba gaitā nācās saskarties ar dažādiem šķēršļiem, sākot ar sabiedrības pretestību un beidzot ar nepieciešamību veikt lielmēroga darbus ar ierobežotu finansējumu, darbs ir padarīts.

Laiks rādīs, kādu ieguldījumu tas devis degradēto ekosistēmu atveseļošanā.

Latvijā pēdējo 15 laikā izveidojusies laba tradīcija lielu dabas atjaunošanas projektu noslēgumā publicēt rakstu krājumu, kas ietver pieredzes apkopojumu par šī projekta un citu dabas atjaunošanas darbu rezultātiem. Šajā nosacītajā rakstu krājumu sērijā¹ šis ir jau astotais. Līdzšinējie rakstu krājumi bijuši ar dažādu ievirzi un dažādiem uzsvāriem – zālāji, purvi, palienes, meži. Šajā rakstu krājumā apkopoti raksti par HYDROPLAN projekta pieredzi, kā arī ietverti vairāki raksti par ekosistēmu un sugu dzīvotņu atjaunošanas darbiem un to rezultātiem citās aizsargājamās dabas teritorijās. Rakstu autori dokumentējuši biotopu un sugu dzīvotņu atjaunošanas un apsaimniekošanas darbus un metodes, raksturojuši darbu gaitu, kā arī izvērtējuši sava un citu paveiktā darba ieguldījumu dabas daudzveidības saglabāšanā. Līdzšinējie rakstu krājumi apkopuši ne tik daudz zinātniskus pētījumus vai konstatēto sugu un biotopu aprakstus, kā praktisku pieredzi dažādu darbu īstenošanā un apsaimniekošanas sekmju vērtējumu, kas patiesībā dabas apsaimniekotājiem praktiķiem – galvenajai šo rakstu mērķauditorijai – ir pats svarīgākais.

Mēģinot uzzināt vairāk par ekosistēmu atjaunošanu, nereti nākas konstatēt, ka visā Eiropā, tostarp Latvijā, notikuši interesanti projekti vai citā veidā īstenoti darbi dabai, kuros izmantotas inovatīvas metodes un gudri risinājumi. Taču dažkārt par tiem atrodama vien skopa informācija projektu mājaslapu īso ziņu tekstos, projektu atskaitēs, semināru prezentācijās vai informācija gūstama tikai pārrunās ar šo darbu īstenošanā.

¹ Auniņš A. (red.) *Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā*. Latvijas Universitāte, Rīga.

Cinate K., Lārmanis V., Pikšena I. (red.) 2015. *Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri: meži*.

Dabas aizsardzības pārvalde, Rīga.

Opermanis O. (red.) 2002. *Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā*. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga.

Pakalne M. (red.) 2008. *Purvu aizsardzība un apsaimniekošanas īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Latvijas Dabas fonds, Rīga.

Pakalne M., Strazdiņa L. (red.) 2013. *Augsto purvu apsaimniekošana bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai Latvijā*. Latvijas Universitāte, Rīga.

Priedniece I., Račinskis E. (red.) 2015. *Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze*. Latvijas Dabas fonds, Rīga.

Reihmanis J. (ed.) 2011. *Nordic-Baltic-Belarus solutions in farming for biodiversity*. Latvian Fund for Nature, Rīga.

Tas pats sakāms par Latvijas projektiem 21. gs. sākumā. Lai gan septiņi rakstu krājumi nav maz, vēl arvien ir daudz dabas atjaunošanā paveiktu darbu, kur ieguldīts daudz enerģijas un izdomas, taču darbu mērķis, pamatojums, metožu izvēle un rezultāti palikuši vien to īstenošanai zināmi. Tomēr vismaz daļa pieredzes ir publicēta dažādos izdevumos gan Latvijā, gan ārvalstīs, tā padarot to iepazīstamu plašākam lasītāju lokam. Aicinu turpmāk visus darītājus neturēt sveci zem pūra un publicēt savu pieredzi, turpinot šo rakstu krājumu tradīciju vai publiskot to citos veidos. Tādējādi gūtās atziņas būs izmantojamas nākotnē.

Vērtīgi ir ne tikai veiksmes, bet arī neizdošanās stāsti, jo tie palīdzēs kādam nepieļaut to pašu kļūdu otrreiz. Apzināti vai neapzināti mēs parasti gribam izskatīties veiksmīgāki nekā esam, tāpēc reizēm grābekļi, uz kuriem atkārtoti nevajadzētu kāpt, atskaitēs, rakstos un interneta vietnēs neuzkrītoši nomaskēti. Pa daļai tas ir tāpēc, ka paši esam radījuši sev uzstādījumu, ka nedrīkstam kļūdīties – pat ne mazliet un arī ne tad, ja kaut ko darām pirmo reizi un neparastos apstākļos, pielietojot inovatīvas metodes. Reizēm rezultātu vērtējums sanāk nepabeigts un ne visai ticams tāpēc, ka projektu īstenošanai atvēlēts relatīvi īss laiks – pārāk īss, lai objektīvi paskatītos uz paveikto. Diemžēl parasti līdz ar projektu izbeidzas arī sekmju vērtēšana. Taču degradētu ekosistēmu atjaunošanās nenotiek tūlīt, īpaši ja ietekmes ir sarežģītas un kompleksas. Parasti pāriet vismaz vairāki gadi vai pat gadu desmiti, līdz ekosistēma sāk atlabt. Nostabilizēšanās notiek vēl ilgākā laikā, īpaši dabisku ekosistēmu atjaunošanā. Tātad vērtēšanai noteikti nepieciešams ilgāks laika periods vai vismaz laika atkāpe, salīdzinot stāvokli pirms ar stāvokli pēc ekosistēmas atjaunošanas.

Manuprāt, īpaši vērtīgi ir rezultāti, kas iegūti un publicēti ilgāku laiku pēc apsaimniekošanas darbu

īstenošanas, kad sekmes vai neizdošanos tiešām ir iespējams novērtēt. Vēl nozīmīgāki ir sistemātiski ilgtermiņa novērojumi, kas vērtē apsaimniekošanas ietekmes un citus faktorus, kas varētu būt ietekmējuši rezultātus, jo ļoti reti dabā atradīsim lineāras pārmaiņas. Līdz ar apsaimniekošanas ietekmi vēlamu rezultātu ietekmē arī daudz citu, no mums nereti neatkarīgu faktoru. Tomēr svarīgi publicēt arī nesen gūtu un praktiskā darbībā balstītu pieredzi, tostarp arī tehniskos risinājumus – ja tie tiek dokumentēti, tas jau ir nozīmīgs pamats, lai sekmes vērtētu vēlāk. Dabas atjaunošanā būtiska ir gan praktiskā, gan zinātniskā informācija, tāpēc šī rakstu krājuma autori bija aicināti rakstīt par abām.

Atliek vien vēlēt, lai dabas atjaunošanas projektu īstenošanai turpmāk vairāk uzmanības veltītu ekosistēmu atjaunošanas un apsaimniekošanas metožu izvēles pamatojumam. Visticamāk, gandrīz vienmēr izvēli noteikušas projektu īstenošanu zināšanas un līdzšinējā pieredze, arī finanšu resursi. Tomēr, pieaugot pieredzes bagāžai, arī izvēles iespējas arvien paplašinās.

Biotopu un sugu dzīvotņu atjaunošanā neviens pieredzes apraksts neder, lai to bez pielāgošanas konkrētajai vajadzībai pārnestu uz citu vietu. Tomēr tie ir vērtīgi gan jaunu ideju gūšanai, gan pašreizējo risinājumu uzlabošanai. Arī šajā rakstu krājumā atradīsiet gan apsaimniekošanas sekmju vērtējumu, gan konkrētu metožu aprakstus, gan dažādu apsaimniekošanas un plānošanas pieredzi, kas, nedaudz pielāgojot, visticamāk, noderēs arī citur. Bet pat tad, ja pieejamas labas vadlīnijas, viena recepte neder visam. Ekosistēmu atjaunošanā mums allaž jābūt zinošiem, domājošiem, radošiem, spējīgiem reaģēt un risināt negaidītus sarežģījumus.

Lai izdodas!

HYDROPLAN projekts: aizsargājamu dabas teritoriju hidroloģiskās atveseļošanas plānošanas un īstenošanas piemērs

JĀNIS KUZE

Latvijas Dabas fonds, HYDROPLAN projekta idejas autors un projekta vadītājs no 2013. gada novembra līdz 2017. gada janvārim, janis.kuze@ldf.lv

Ķemeru Nacionālo parku (ĶNP), tāpat kā daudzas citas Latvijas īpaši aizsargājamās dabas teritorijas, laika gaitā ir būtiski ietekmējusi saimnieciskā darbība. ĶNP lielākie purvi ir piedzīvojuši nosusināšanu un kūdras ieguvu (Strazds, Kuze (red.) 2006; Priede 2017). Lielākajā no ezeriem – Kaņierī – ir vairākkārt mainīts ūdens līmenis – ezers ir ticis gandrīz pilnībā nolaists un pēc tam atjaunots (Druvietis 1944; Strazds, Kuze (red.) 2006). Nosusināšana ir skārusi arī lielas mežu un palieņu pļavu platības. Vairāk nekā divas trešdaļas (657 km) no kopējā ĶNP ūdensteču garuma (806 km) ir vai nu regulētas dabiskas ūdensteces, vai pilnībā mākslīgi radītas.

No dabas aizsardzības viedokļa hidroloģiskā režīma pārveidošana rada kompleksu ietekmi – sākot ar mitrumu mīlošu sugu izzušanu, mitrāju ekosistēmu stabilitātes samazināšanos un to funkciju degradāciju un beidzot ar ainavas līmeņa pārmaiņām (Vasander et al. 1997; Löhmus et al. 2015). Padomju gados īstenotā plānveida meliorācija ir novedusi pie ainavas vienkāršošanās (Tērauds 2011). Līdzīgi kā citviet Latvijā, plašo meliorācijas darbu dēļ arī ĶNP notikusi ekosistēmu saskares zonu garuma samazināšanās (mežmalu, ceļu un upju līkumu iztaisnošana) un laukumu (mežu, zālāju, lauku) formu vienkāršošanās. Tāpat notikusi arī dažādu ainavas elementu (atsevišķu koku un to grupu, nelielu meža puduru, atsevišķi stāvošu akmeņu, viensētu) izzušanas un ar to saistītās dabas daudzveidības samazināšanās. Nosusināšanas dēļ tagadējā ĶNP teritorija ir zaudējusi daļu atklāto mitrāju (piemēram, zāļu purvus), kas, mainoties mitruma apstākļiem, aizauguši ar mežu. Līdzīgas pārmaiņas skārušas lielo purvu perifērijās, kas pēc grāvju ierīkošanas pastiprināti aizaugušas ar kokiem, tādējādi purviem zaudējot atklātās platības.

Lai gan Ķemeru apkārtnē 20. gs. laikā vairākkārt ticis piemērots aizsargājamās teritorijas statuss gan dabas, gan balneoloģisko

resursu saglabāšanai (Strazds, Kuze (red.) 2006; Priede 2017), tomēr saimniecisku mērķu vārdā ir veikti plaši meliorācijas darbi (Vītiņš 1941; Strazds, Kuze (red.) 2006; Priede 2017). Meliorācija veikta, lai uzlabotu mežaudžu produktivitāti, iekultivētu lauksaimniecības zemes un nosusinātu purvus kūdras ieguvei. Šie darbi notika, nerēķinoties ar dabas un kurortoloģiskajām vērtībām, kā arī nenodrošinot rekultivāciju vietās, kur saimnieciskā darbība tika pārtraukta (piemēram, Zaļajā purvā un Ķemeru tīrelī pēc kūdras ieguves darbu pārtraukšanas).

Nodibinot ĶNP 1997. gadā, mantojumā tika saņemtas meliorācijas sistēmas, kas bija daļēji zaudējušas funkcionālo nozīmi un lielās platībās darbojās pretēji jaunajiem teritorijas izmantošanas mērķiem, proti, dabas aizsardzībai. Šī problēma tika apskatīta ĶNP dabas aizsardzības plānā (DAP 2002), kur norādīta meliorācijas nelabvēlīgā ietekme uz augstajiem purviem, kā arī ieteikts “izstrādāt projektu Lielā Ķemeru tīreļa hidroloģiskā režīma atjaunošanai”, kā arī “saskaņā ar izpētes projektiem noslēgt meliorācijas sistēmas un paaugstināt ūdens līmeni kūdras ieguves laukos” un “[..] noslēgt meliorācijas sistēmas (~57 grāvjus), pārtraucot ūdens noplūšanu no purva”. Dabas aizsardzības plānā ir uzsvērtas arī nosusināšanas nelabvēlīgā ietekme mitrajās mežaudzēs (iesakot “29 nogabalos veikt susināšanas ietekmes novērtšanu”) un palieņu pļavās (“izstrādāt projektu Lielupes palieņu pļavu meliorācijas ietekmes seku novērtšanai”). Svarīgi piebilst, ka laikā ap 20. un 21. gs. miju no uzskaitītajām mitrāju grupām tikai augstajos purvos Latvijā bija īstenoti hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbi (Bergmanis 2002), līdz ar to problēmas aktualizēšanu purvu, palieņu pļavu un vēl jo vairāk pārmitro mežu atjaunošanā tajā laikā varēja uzskatīt par drosmīgu soli.

Pēc dabas aizsardzības plāna apstiprināšanas ĶNP ir īstenoti vairāki apjomīgi projekti tā ieviešanai. Divi lielākie projekti bija iespējami,

pateicoties Eiropas Savienības LIFE programmas finansiālajam atbalstam. Pirmais no projektiem – “Mitrāju aizsardzība Ķemeru Nacionālajā parkā”, LIFE02NAT/LV/008496, 2002–2006) īstenoja hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbus Ķemeru tīrelī, kā arī veica palienu atjaunošanu Dunduru pļavās (Ķuze u. c. 2008; Ķuze, Priede 2008; Priede u. c. 2015). Tomēr tieši otro projektu – “Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana”, HYDROPLAN, LIFE10 NAT/LV/160) var uzskatīt par pirmo mēģinājumu kompleksi risināt nosusināšanas radītās problēmas. Sākotnēji projekts paredzēja visā ĶNP teritorijā veikt meliorācijas sistēmu inventarizāciju, sadalot tās pēc funkcionālās nozīmes: 1) grāvjos, kuru uzturēšana ir nepieciešama atbilstoša ūdens līmeņa nodrošināšanai cilvēku apdzīvotās vietās un saimnieciski izmantotās teritorijās, kā arī ūdens noteces nodrošināšanai maģistrālās sistēmās; 2) regulētās vēsturiski dabiskās ūdenstecēs, kas ir saglabājamas ūdens novadīšanai, bet kurām var apsvērt renaturalizācijas iespējas, un 3) sistēmas, kuras neveic abos iepriekšējos punktos minētās funkcijas, darbojas pretēji dabas aizsardzības mērķiem un tādējādi ir uzskatāmas par likvidējamām. Projekts paredzēja arī šo plānu ieviešanu, veicot ūdens līmeņa atjaunošanu Zaļajā purvā ap izstrādātajiem kūdras karjeriem un mežu un zālāju masīvā rietumos no Ķemeru tīreļa. Diemžēl projekta saskaņošanas laikā Eiropas Komisija nepieņēma izpēti darbiem ārpus teritorijām, kurās nebija paredzēta šo plānu īstenošana dzīvē, līdz ar to HYDROPLAN projekts koncentrējās tikai uz daļu no sākotnēji plānotās teritorijas. Projekta gala redakcija paredzēja detalizētu priekšizpēti, sagatavojot hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas Zaļajam purvam, Ķemeru tīreļa rietumu malas mežiem un Skudrupītes palienu (skat. Širova un Abajas u. c. rakstus *šajā krājumā*), kā arī veikt meliorācijas sistēmu noslēgšanu vietās, kur tas nepieciešams. Projekta iecere bija veikt mitrāju atjaunošanu, kur vien tas iespējams, pēc vienreizējas iekāršanas principa, neradot nākotnē uzturamu infrastruktūru, par kādu var uzskatīt aizsprostus, jo tos var apdraudēt izskalošana un bebru darbība. Līdz ar to par labāko risinājumu gadījumos, kad tā pielietošana būtu iespējama, tika uzskatīta grāvju aizbēršana. Projekta rezultātā tika plānots uzlabot mitruma apstākļus ekosistēmās, kas turpmāk var attīstīties atjaunotos, dabiskiem

līdzīgos mitruma apstākļos. Tika sagaidīts, ka krasās meža un pļavas robežzonas pārveidošanas, upes līkumu un atsevišķu ainavas elementu atjaunošanas rezultātā projekta teritorijā palielināsies ainavas heterogenitāte. Meliorācijas sistēmas likvidēšana atsevišķās vietās ar laiku varētu novest pie pašreizējo nosusināšanas ietekmēto mežaudžu pārveidošanos pārmitros meža biotopos. Savukārt mitrākās ieplakās mežaudzes varētu nomainīt zāļu purvi, kur tie bijuši agrāk, taču nosusināšanas dēļ aizauguši ar mežu. Par sarežģītāko teritoriju šo mērķu sasniegšanai var uzskatīt Zaļo purvu, kur kūdras ieguves radītās pārmaiņas bija ļoti būtiskas un ūdens līmeņa paaugstināšanu vēlamajā augstumā ierobežoja vairāki apstākļi (skat. Abaja u. c. *šajā krājumā*). Par projekta ieviešanas tehniskajiem aspektiem var lasīt A. Širova rakstā šajā krājumā.

Lielākā HYDROPLAN projekta novitāte bija ainavas mēroga pieeja. Tā ļāva darboties lielās, ekosistēmu ziņā daudzveidīgās teritorijās, izmantojot plašu atjaunošanas paņēmieni klāstu (upes dabiskošana, atjaunojot agrākos un veidojot jaunus meandrus; grāvju pilnīga un daļēja aizbēršana; ainavas daudzveidošana), kā arī uzsākot pēc tam regulāri veicamu apsaimniekošanas darbu, t. i., noganot atjaunoto Skudrupītes palienu zālāju un piegulošo mežmalu.

HYDROPLAN projekts ir uzskatāms par pirmo sistemātisko soli ĶNP mitrāju ekosistēmu atveseļošanā. Hidroloģiskā režīma atjaunošana ir jāizvirza par ilgtermiņa uzdevumu un tas mērķtiecīgi jāīsteno. Tas iespējams vairākos veidos: 1) sagatavojot hidroloģiskā režīma atjaunošanas plānu visai ĶNP teritorijai, kur šādi darbi vēl nav īstenoti, ieviešanu veicot pa etapiem hidroloģiski nodalītās teritorijās atbilstoši pieejamajiem resursiem, 2) rīkojoties līdzīgi kā projekta HYDROPLAN gadījumā – atjaunošanas programmas izstrādājot nelielām teritorijām, un nodrošinot to ieviešanu. Ņemot vērā jau īstenoto dabas atjaunošanas projektu laikā uzkrāto pieredzi, par labāko variantu var uzskatīt pirmo no minētajiem, jo tas ievērojami atvieglos būvdarbu plānošanu, tostarp ļaus labāk plānot nepieciešamos resursus. Plānojot turpmākos darbus, būs jāpieņem konceptuāls lēmums par šādu darbu veikšanu (vai neveikšanu) Ķemeru tīreļa Sumragu pussalas rajonā dabas rezervāta zonā, kurā laikā kopš ĶNP nodibināšanas ūdens režīma regulēšana pilnībā

atstāta bebru ziņā. Atbildi uz šo jautājumu, kā arī konceptuālu redzējumu par hidroloģiskā režīma

atjaunošanas darbu turpināšanu būtu jāsniedz atjaunotajā ĶNP dabas aizsardzības plānā.

Literatūra

- Bergmanis U., Brehm K., Matthes J. 2002. Dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošana augstajos un pārejas purvos. Opermanis, O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 49–56.
- DAP 2002. Ķemeru nacionālā parka dabas aizsardzības plāns. CarlBro, Rīga.
- Druvietis R. 1944. Jaunais Kaņieņa ezers. Meža dzīve Nr. 01-02, 01.01.1944.
- Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45–55.
- Ķuze J., Priede A. 2008. Raising of water table in areas influenced by drainage in Ķemeru Mire, Latvia: methods and first results. In: Pakalne M. (ed.) Mire conservation and management in especially protected nature areas in Latvia, 106–115.
- Löhmus A., Remm L., Rannap R. 2015. Just a ditch in forest? Reconsidering draining in the context of sustainable forest management. *BioScience* 65 (11): 1066–1076, <https://doi.org/10.1093/biosci/biv136>.
- Priede A., Urtāne L., Ķuze J. 2015. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas, pļaušanas un noganīšanas rezultāti Ķemeru Nacionālā parka Dundurpļavās. Grām.: Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 62–78.
- Priede A. 2017. Ķemeru Nacionālā parka flora: vaskulārie augi. Ķemeru Nacionālā parka fonds, Ķemeri.
- Strazds M., Ķuze J. (red.) 2006. Ķemeru nacionālā parka putni. Jumava, Rīga.
- Tērauds A. 2011. Ainavas struktūras izmaiņu ainavekoloģiska analīze un vērtējums Ziemeļvidzemes biosfēras rezervātā. Promocijas darbs. Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte.
- Vasander H., Laiho R., Laine J. 1997. Changes in species diversity in peatlands drained for forestry. IN: Trettin C. et al. (Eds.) Northern Forested Wetlands: Ecology and Management. CRC Botta Raton, 109–119.
- Vītiņš J. 1941. Ķemeru sēravotu aizsargājamais apvidus. I daļa. Vispārīga rakstura pētījumi. Zemes bagātību pētīšanas institūta izdevums, Rīga.

HYDROPLAN projekts, tā loma dabas atjaunošanā un galvenās projekta īstenotāju atziņas

ANDRIS ŠIROVS

Dabas aizsardzības pārvaldes Pierīgas reģionālās administrācijas direktors,
LIFE+ projekta "Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana"
(LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN) vadītājs, andris.sirovs@daba.gov.lv

Ievads

Projekta "Hidroloģiskā režīma atjaunošana Ķemeru Nacionālajā parkā" (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN), turpmāk – HYDROPLAN projekts, mērķis bija izstrādāt hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas un veikt hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbus trīs projekta teritorijās Ķemeru Nacionālajā parkā dažādās mitrāju ekosistēmās, ko ir ietekmējusi nosusināšana – Zaļajā purvā, Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos un Skudrupītes palienes zālajos. Hidroloģiskā režīma atjaunošana bija vērsta uz augstā purva, purvainu mežu, staignāju mežu un aluviālu (palieņu) mežu, kā arī palieņu zālāju mitruma režīma atjaunošanu.

Lai sasniegtu projekta mērķi, tika izvirzīti sekojoši uzdevumi:

- veikt meliorācijas sistēmu inventarizāciju un novērtēt to funkcionalitāti;
- veikt biotopu inventarizāciju un novērtēt to kvalitāti;
- izstrādāt hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas katrai projekta teritorijai;
- veikt hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbus;
- organizēt sabiedrības informēšanas pasākumus un izplatīt projekta rezultātus (bukletus, filmas, rakstu krājumu u. c.).

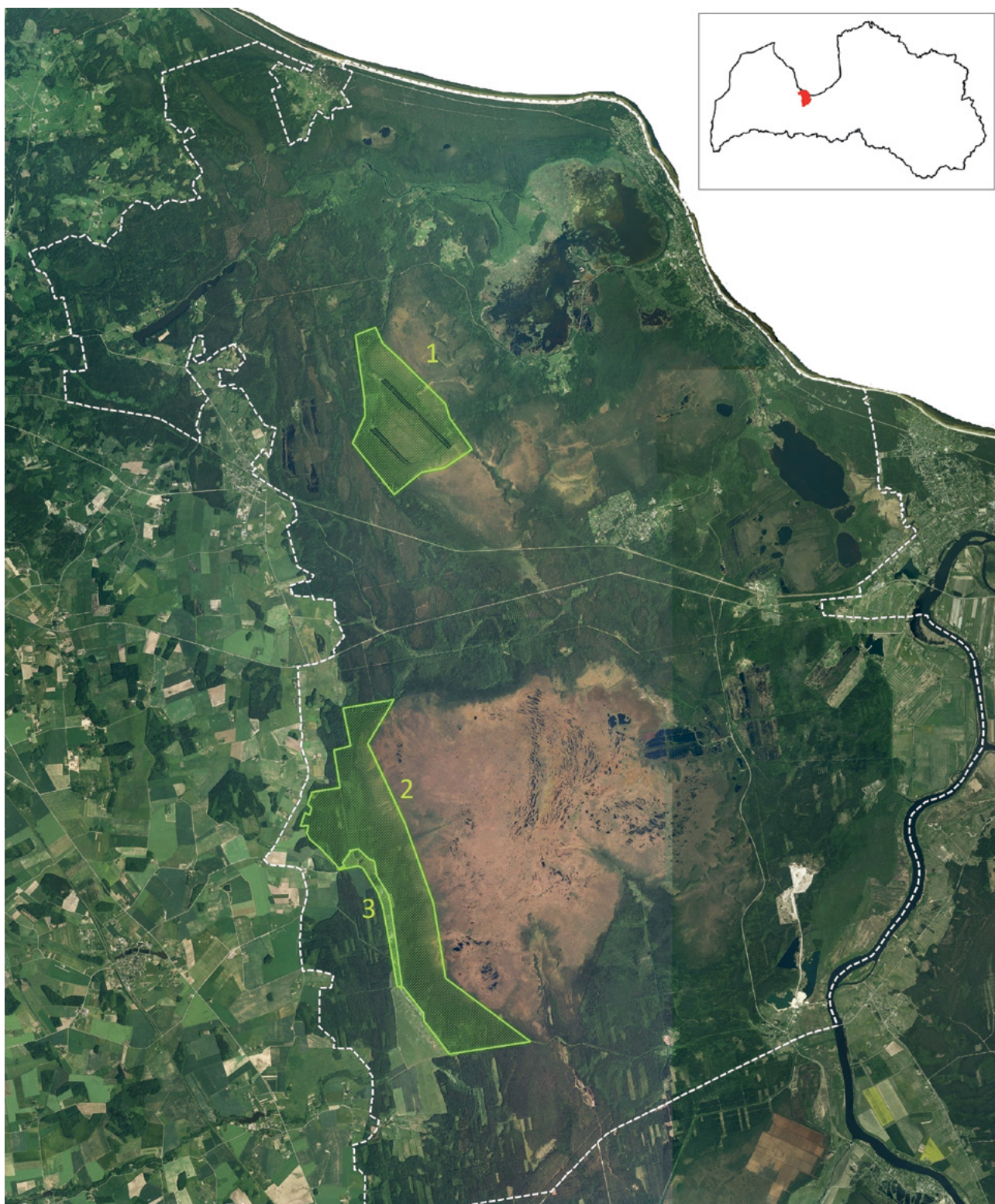
Būtiskas aktivitātes projekta mērķa un uzdevumu sasniegšanai bija zemju iegāde, kas bija nepieciešama hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbu īstenošanai, ietekmes uz vidi novērtējuma procedūras veikšana (tās nepieciešamību noteica Vides pārraudzības valsts birojs), ar būvniecības darbiem saistītās dokumentācijas (būvprojekti, būvatļaujas) kārtošana, kā arī kopējā projekta vadība un papildus finanšu avotu meklēšana, projekta rezultātu monitorings un sabiedrības izglītošana.

HYDROPLAN projekta ieviešana tika uzsākta 2011. gada 1. septembrī. Tas īstenots, pateicoties Eiropas Savienības LIFE programmas vides apakšprogrammai "Daba un bioloģiskā daudzveidība". Projekta sākotnēji plānotais budžets bija 963 823 eiro, no kura Eiropas Komisijas finansējums veidoja 702 337 eiro jeb 72,87%. Sākotnēji projektu bija paredzēts īstenot 60 mēnešus – līdz 2016. gada 31. augustam. Tomēr dažādu sarežģītumu dēļ projekta īstenošanas termiņš tika pagarināts divas reizes, līdz tā kopējais ilgums sasniedza 96 mēnešus, un projekta beigu termiņš tika noteikts 2019. gada 31. augusts. Savukārt projekta aktivitāšu veikšanai nepieciešamais finansējums palielinājās par 194 972 eiro, galvenokārt būvniecības un ar to saistīto (būvuzraudzības un autoruzraudzības pakalpojumi) darbu izmaksu pieauguma dēļ. Radušos budžeta deficītu kompensēja finansējums no Latvijas Vides aizsardzības fonda projektu konkursa līdzekļiem un Dabas aizsardzības pārvaldes – HYDROPLAN projekta galvenā ieviesēja, vadošā partnera – budžeta. Projekta partneri bija trīs nevalstiskās organizācijas – nodibinājumi "Vides risinājumu institūts", "Latvijas Dabas fonds" un "ELM Media".

Šis raksts sniedz ieskatu projekta teritorijās, īstenotajos darbos, kā arī ieskicē sagaidāmās pārmaiņas dabā – tās, kuru dēļ bija nepieciešamas projekta rīcības. Projekta sākumā tika veikta rūpīga izpēte un izstrādātas pārmaiņu prognozes (skat. Abaja u. c. *šajā rakstu krājumā*). Tomēr patieso pārmaiņu raksturu varēs novērtēt tikai vairākus gadus vai pat vairākus gadu desmitus pēc dabas vides atjaunošanas darbiem. Rakstā sniegts arī pārskats par sabiedrības iesaisti un izklāstītas galvenās projekta laikā gūtās atziņas.

Projekta teritorijas, dabas atjaunošanas darbi un sagaidāmā ietekme

Projekta aktivitātes tika īstenotas trīs projekta teritorijās – Zaļajā purvā, Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos un Skudrupītes palienes zālajos (1. attēls).



1. attēls. HYDROPLAN projekta teritorijas Ķemeru Nacionālajā parkā: 1 – Zaļais purvs, 2 – Ķemeru tīreļa rietumu malas meži un 3 – Skudrupītes palienes zālāji. Fona karte: Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras ortofotokarte, 2007.

Figure 1. HYDROPLAN project areas in Ķemeri National Park: 1 – Zaļais Mire, 2 – forests to the west from Ķemeri Mire and 3 – Skudrupīte floodplain grasslands. Orthophoto: Latvian Geospatial Information Agency, 2007.

Zaļais purvs

Šīs projekta teritorijas platība bija 1586 ha, un tā lielāko daļu (1047 ha) aizņēma Zaļais purvs – augstais purvs. Purva maksimālais kūdras dziļums ir 6 m, bet vidējais dziļums – 3,3 metri.

20. gs. vidū – 50. gados – tika nosusināta purva rietumu daļa un notika kūdras ieguve divos lielos karjeros, kā arī tika padziļināts Smirdgrāvis (Sēra grāvis) teritorijas ziemeļu daļā, kas purva ūdeņus novada Slocenē. Taču 20. gs. 50. gados zinātnieku pētījumi atklāja, ka Zaļais purvs ir viens no Ķemeru apkārtnes purviem, zem kuriem veidojas



2. attēls. Grāvis Zaļā purva centrālajā daļā 2011. gadā pirms purva ekosistēmas atjaunošanas darbiem.

Foto: A. Priede.

Figure 2. A ditch crossing the central part of Zaļais Mire in 2011, before restoration.

Photo: A. Priede.

sērūdeņraža minerālūdeņi. Tādēļ 1960. gadā kūdras ieguvī pārtrauca, un Zaļais purvs tika iekļauts Ķemeru kūrorta sanitārās aizsardzības zonā.

Pārtraucot kūdras ieguvī, izraktie karjeri un grāvji saglabājās, turpinot nosusināt purva virskārtu. Tā rezultātā sausākajās purva daļās, īpaši karjeru tuvumā, notikusi kūdras virskārtas sadalīšanās, visā purva platībā – kūdras sēšanās, un purvs apaudzis ar kokiem (priedēm, bērziem), samazinājies sfagnu īpatsvars, vietām tie izzuduši pavisam, novērojams dabiskiem purviem neraksturīgi liels sīkrūmu (viršu, vaivariņu u. c.) īpatsvars (2., 3. attēls).

Kūdrai mineralizējoties, notiek organisko vielu degradācija un izskalošanās, kas izraisa ūdens krāsainības pieaugumu. Organisko un barības vielu pieaugums ūdeņos rada pastiprinātu eitrofikāciju. Tātad notece no degradētā purva var nelabvēlīgi

ietekmēt virszemes ūdeņu kvalitāti plašākā apkārtnē. Sausākās vasarās nosusinātajā purvā ievērojami palielinās ugunsbīstamība.

Purva ekosistēmas atjaunošana ir būtiska ne tikai bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai, bet arī vides kvalitātes uzlabošanai. Dabiski augstie purvi, salīdzinot ar degradētiem purviem, uzkrāj milzīgu daudzumu oglekļa savienojumu, kas tādējādi nenonāk atmosfērā, veicinot klimata pārmaiņas. Purvi arī stabilizē gruntsūdens līmeni plašākā apkārtnē un darbojas kā dabisks “filtrs”, samazinot biogēno elementu noteci.

Projekta mērķis Zaļā purva teritorijā bija



3. attēls. Susinātājgrāvis izstrādātā kūdras karjera tuvumā 2013. gadā pirms atjaunošanas darbiem.

Foto: A. Priede.

Figure 3. A small drain in the bog near the peat excavation quarry in 2013, before restoration.

Photo: A. Priede.

atjaunot hidroloģisko režīmu purvā un piegulošajos mežos. To bija plānots veikt, aizberot un aizsprostojot grāvjus, lai stabilizētu gruntsūdens līmeni un mazinātu tā svārstības, kas raksturīgas nosusinātos purvos. Paaugstinot un stabilizējot gruntsūdens līmeni purvā, notiek pakāpeniska kūdras samitrināšanās.

Pirmajos gados pēc grāvju aizbēršanas un aizsprostošanas, kamēr gruntsūdens līmenis nav nostabilizējies, pie lielāka nokrišņu daudzuma rudens-pavasara sezonā iespējama virsūdeņu veidošanās atsevišķās zemākās vietās. Sākotnēji, ja ūdens līmenis paaugstinās vidēji vairāk par 50 un vairāk centimetriem, atsevišķās vietās iespējamas straujas pārmaiņas veģetācijā, tostarp koku un krūmu strauja kalšana un pārmaiņas zemsedzē, iznīkstot sausus apstākļus mīlošajiem sīkrūmiem

un ieviešoties purviem raksturīgiem grīšļu dzimtas augiem. Visticamāk, koku un sīkkrūmu kalšana varētu notikt tieši karjeru dīķiem piegulošajās platībās. Tuvāk purva kupolam pārmaiņas varētu būt mazāk izteiktas un drīzāk saistītas ar lēnu sfagnu sūnu seguma atjaunošanos un grīšļu dzimtas augu īpatsvara palielināšanos pašlaik izteikti dominējošā sīkkrūmu stāva vietā.

Visticamāk, straujas pārmaiņas nav sagaidāmas Zaļajam purvam piegulošajos purvainajos mežos. Straujākas veģetācijas pārmaiņas varētu notikt zemākajās degradētā purva daļās uz austrumiem no lielākā kūdras karjera – Ziemeļu karjera – un rietumos no Dienvidu karjera (kartes – skat. Abaja u. c. *šajā rakstu krājumā*), kur kādreiz atklātais purvs blīvā grāvju tīkla dēļ aizaudzis ar sekundāru mežu. Zemākās vietās varētu nokalst koki un veidoties atklātas pārmitras ieplakas. Domājams, sākotnēji tās apaugs ar zāļu purva veģetāciju, bet ar laiku tur veidosies augstā purva augājs.

Staignāju mežos un purvainajos mežos ap Zaļo purvu iespējama atsevišķu koku vai koku grupu kalšana paaugstināta ūdens līmeņa dēļ, taču ne visā projekta teritorijā. Turpmāk abu meža biotopu platībās jānodrošina dabiska mežaudžu attīstība atjaunotā hidroloģiskā režīma apstākļos, neiejaucoties ar aktīvu apsaimniekošanu.

Nav sagaidāmas būtiskas paaugstināta gruntsūdens līmeņa izraisītas pārmaiņas vecos vai dabiskos boreālos mežos, kas atrodas uz dabiska reljefa pacēluma pie projekta teritorijas rietumu robežas. Līdz ar to, visticamāk, tur nenotiks koku kalšana un/vai veģetācijas pārmaiņas zemsedzē.

Nav sagaidāms, ka pēc grāvju aizbēršanas un aizsprostošanas notiks nevēlamas pārmaiņas īpaši aizsargājamo augu sugu atradnēs, no kurām nozīmīgākās atrodas ārpus projekta teritorijas. Tā kā atradnes reljefā atrodas augstāk nekā degradētais purvs, nav sagaidāma to applūšana vai būtiska gruntsūdens līmeņa pacelšanās, kas varētu izraisīt šo atradņu izzušanu.

Kopumā plānotā Zaļā purva hidroloģiskā režīma atjaunošana vērtējama kā vienīgais risinājums purva biotopu atjaunošanai (Purmalis 2014; Būvprojekts 2017b). Ņemot vērā, ka projekta uzsākšanas laikā lielākā daļa grāvju joprojām

turpināja nosusināt purvu, bez aktīvas iejaukšanās – hidroloģiskā režīma atjaunošanas – vismaz tuvāko gadu desmitu laikā nebija paredzama degradētā purva pašatjaunošanās.

Pēc plānoto darbību īstenošanas ilgākā laikā Zaļā purva projekta teritorijā sagaidāma augstā purva un pārmitru mežu biotopiem optimāla hidroloģiskā režīma atjaunošanās apmēram 550 ha platībā. Tas labvēlīgi ietekmētu šādus Eiropas Savienības (ES) nozīmes aizsargājamus biotopus¹: 9010* *Veci vai dabiski boreāli meži* 44,4 ha platībā, 9080* *Staignāju meži* 52,3 ha platībā, 91D0* *Purvaini meži* 74,6 ha platībā, 7010* *Aktīvi augstie purvi* 47,7 ha platībā, savukārt biotops 7120 *Degradēti augstie purvi*, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās 337,7 ha platībā ar laiku pārveidotos par mērķbiotopu 7110* *Aktīvi augstie purvi*.

Plašāks Zaļā purva teritorijas apraksts ir pieejams hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmā Zaļā purva teritorijai (Purmalis 2014; skat. arī Abaja u. c. *šajā krājumā*).

Hidroloģiskā režīma atjaunošanai Zaļajā purvā tika veiktas tālāk aprakstītās darbības.

- Savācējgrāvju pilnīga aizbēršana. Grāvji pilnīgi aizbērti 16,1 km kopgarumā. Grāvju aizbēršanai tika izmantotas esošās grāvju kūdras (dažos gadījumos – minerālgrunts) atbērtnes. Atsevišķās vietās grāvju malas bija zemākas par apkārtējo teritoriju, un, grāvjus aizberot, to vietās veidotos nelielas veco grāvju “ielejas”. Lai novērstu virszemes ūdens plūsmu pa šādām veco grāvju vietām, uz aizbērtajiem grāvjiem tika izveidotas 124 ūdensnovades barjeras ar intervālu 50 metri. Tās tika veidotas kā kūdras (dažos gadījumos – minerālgrunts) vaļņi perpendikulāri grāvja gultnei un to malas stiepās vismaz 1 m pāri aizbērtā grāvja malai.
- Susinātājgrāvju aizsprostošana ar kūdras (dažos gadījumos – ar minerālgrunts) aizsprostiem. Aizsprosti tika veidoti, izmantojot kūdru vai minerālgrunti no grāvjiem blakus esošās purva virsmas, izrokot

¹ Biotopu veidi, kas iekļauti Padomes Direktīvas 92/43/EEK (21.05.1992.) par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību I pielikumā.



4a. un 4b. attēls. Grāvju aizbēršanai un aizsprostu veidošanai izmantotie ekskavatori Zaļajā purvā.
Foto: A. Pilābers.

Figure 4a and 4b. Types of excavators used for filling up the ditches and building of peat dams in Zaļais Mire.
Photo: A. Pilābers.



5. attēls. Kūdras aizsprosta būvniecība uz neliela grāvja Zaļajā purvā, izmantojot ekskavatoru.
Foto: E. Jumītis.

Figure 5. Building of peat dam on a small drain in Zaļais Mire by using an excavator.
Photo: E. Jumītis.

nelielas bedres un izveidojot sablīvētus aizsprostus. To virsma bija augstāka par apkārtējo teritoriju, lai nepieļautu ūdens filtrāciju pa aizsprosta apakšu vai apkārt tam, kā arī ņemot vērā turpmāko kūdras slāņa sēšanos izveidotajā aizsprostā. Kopumā tika izveidoti 498 kūdras (dažos gadījumos – minerālgrunts) aizsprosti, apturot ūdens plūsmu apmēram 68 km grāvju kopgarumā.

- Pirms grāvju aizsprostošanas un aizbēršanas tika veikti sagatavošanās darbi – aizsprostu vietu un ūdensnovades barjeru vietu nosprašana, kā arī tehnikas pārvietošanās trases atbrīvošana no apauguma.
- Susinātājgrāvju aizsprostu veidošanai purvā pārsvarā tika izmantoti *Kubota* u. c. līdzīgas markas miniekskavatori ar paplašinātām kāpurķēdēm, samērā nelieliem gabarītiem un nelielu masu (4., 5. attēls). Kā liecina projekta pieredze, šāda tipa ekskavatoru izmantošana rada mazu slodzi uz zemesdzi un kūdras virskārtu un darbu veikšanas un pārvietošanās laikā rada nebūtiskus bojājumus.

Savukārt maģistrālo savācējgrāvju aizbēršanai (6. attēls) un ūdensnovades barjeru izveidošanai tika izmantota jaudīgāki ekskavatori, piemēram, *Caterpillar* markas ekskavatori 312E (7. attēls).

Zaļajā purvā hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbi tika uzsākti 2017. gada 29. novembrī ar sagatavošanās darbiem – koku apauguma novākšanu, trašu nosprašanu u. c., un pabeigti 2018. gada 28. februārī. Ņemot vērā ziemas apstākļus un zemo gaisa temperatūru (0... -7 līdz -10°C), kas bija raksturīga gandrīz visā darbu veikšanas laikā, purva virskārta bija sasalusi un ļāva ekskavatoriem brīvi pārvietoties pa purvu. Atsevišķās vietās – atklātā purva platībā, kur bija jāveic grāvju aizbēršana – pastāvīgais sasalums radīja nelielus sarežģījumus grāvju aizbēršanā, jo augsnes virskārta sasala pat līdz 50 cm dziļumam un, rokot ar ekskavatoru, veidoja lielus, monolītus sasalušas kūdras gabalus. Tie bija papildus ar ekskavatora kausu jāsadala, lai varētu grāvi aizbērt ar viendabīgu, blīvu kūdras masu.



6. attēls. Pilnībā aizbērta grāvis un uz tā izveidotās ūdensnovades barjeras Zaļajā purvā.

Foto: A. Širovs.

Figure 6. A ditch filled up with peat in Zaļais Mire, with perpendicular peat embankments.

Photo: A. Širovs.



7. attēls. Savācējgrāvju aizbēršanai un ūdensnovades barjeru izveidošanai lietotais ekskavators Zaļajā purvā. Foto: A. Pilābers.

Figure 7. Excavator filling up a ditch and building a peat embankment perpendicular to the ditch in Zaļais Mire.

Photo: A. Pilābers.

Ķemeru tīreļa rietumu malas meži

Projekta teritorija Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos aizņēma 1250 hektārus. Iespējams, jau 19. gs. beigās te tika izrakti pirmie grāvji mežu nosusināšanai. 1964. gadā īstenotā meliorācija un 1974. gadā veiktie meliorācijas sistēmu rekonstrukcijas darbi būtiski pārveidoja šo mežu hidroloģisko režīmu. Mūsdienās no kopējās mežu platības gandrīz 40% (379 ha) aizņem meži uz slapjām kūdras vai slapjām minerālaugsnēm, ievērojami lielāka platība – gandrīz 55% (525 ha) ir meži uz nosusinātām kūdras vai minerālaugsnēm.

Biotopu inventarizācijā pirms atjaunošanas darbiem no ES nozīmes aizsargājamo biotopu veidiem teritorijā tika konstatēti šādi: 9010* *Veci vai dabiski boreāli meži* – 156 ha, 9020* *Veci jaukti platlapju meži* – 46 ha, 9080* *Staignāju meži* – 63 ha, 91D0* *Purvaini meži* – 84 ha, 91E0* *Aluviāli meži* – 30 ha, bet 7120 *Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās* aizņēma aptuveni 222 ha lielu platību. No minētajiem ES nozīmes aizsargājamiem biotopiem 148 ha bija nosusināšanas stipri ietekmēti. Taču teritorijā tika konstatēts liels potenciāls ES nozīmes pārmitro meža biotopu platību palielināšanai. Aptuveni 162 ha mežu, kas nebija tik būtiski nosusināti, un 377 ha mežu, kas bija nosusināšanas stipri ietekmēti, inventarizācijas laikā neatbilda ES nozīmes biotopu kritērijiem. Tomēr, atjaunojot atbilstošu mitruma režīmu, tuvāko 20 līdz 30 gadu

laikā tie par tādiem var attīstīties.

Plašāk par Ķemeru tīreļa rietumu malas projekta teritoriju – Eriņš (2014) un Abaja u. c. *šajā rakstu krājumā*.

Atjaunojot hidroloģisko režīmu, paredzams, ka pirmajos gados pēc grāvju aizsprostošanas un aizbēršanas augsnes virskārtas un grunts pārvietošanas darbu un tehnikas pārvietošanās vietās mainīsies veģetācija. Taču tā vērtējama kā lokāla, īslaicīga ietekme. Ilgtermiņā sagaidāma īpaši aizsargājamo biotopu un sugu atradņu kvalitātes uzlabošanās visā projekta teritorijā, kas atsvērs īslaicīgo traucējumu radītos augāja bojājumus.

Jau tūlīt pēc darbu pabeigšanas ir atjaunots Skudrupītes palu režīms aluviālajos (palieņu) mežos, kuru pastāvēšanas pamatnosacījums ir sezonāla applūšana. Ar laiku tajos atjaunosies šādiem mežiem raksturīgās dabiskās meža struktūras un sugu sastāvs.

Pēc gruntsūdens līmeņa stabilizēšanas pakāpeniski uzlabosies mitruma apstākļi un biotopiem raksturīgie dabiskie procesi iepriekš nosusinātajās purvaino mežu, staignāju mežu un degradētā augstā purva platībās. Grāvju aizbēršana un aizsprostošana radīs labvēlīgu ietekmi uz nosusināšanas ietekmēto augsto purvu Ķemeru tīreļa rietumu malā.

Daļā vecu vai dabisku boreālo mežu un platlapju mežu, kas veidojušies uz nosusinātām augsnēm, pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas sagaidāma augsnes pamitrināšanās un meža

veģetācijas attīstība pārmitro mežu tipu (purvainu mežu, staignāju mežu vai aluviālo mežu) virzienā. Savukārt purvainajos mežos ar nosusināšanas pazīmēm, kur izzuduši sfagni vai samazinājies to īpatsvars un izveidojies blīvs sīkkrūmu segums, pamitrinoties kūdras augsnei, sagaidāma purvainiem mežiem raksturīgas zemesdes atjaunošanās – atkal dominēs sfagni, būs sastopamas spilves. Paredzams, ka šiem meža biotopiem raksturīgais veģetācijas sastāvs un struktūra pēc gruntsūdens līmeņa paaugstināšanās veidosies ilgākā laika posmā (iespējams, vairāk nekā 20 gadu laikā).

Ilgākā laika posmā paredzama ES nozīmes aizsargājamo biotopu platību palielināšanās vietās, kur meži bijuši nosusināšanas stipri ietekmēti un/vai pirms projekta bija pārāk jauni, lai kvalificētos kā aizsargājami biotopi.

Paaugstinoties gruntsūdens līmenim, mežos hidroloģiskā režīma atjaunošanas teritorijā iespējama atsevišķu koku un koku grupu nokalšana. Dažādu dimensiju un dažādu sugu atmirusi koksne visās sadalīšanās stadijās nodrošinās daudzveidīgas ekoloģiskās nišas, kas ir svarīgas daudzveidīgai kukaiņu faunai. Savukārt daudzveidīga kukaiņu fauna samazinās atsevišķu meža kaitēkļu masveidīgas savairošanās risku. Mirušās koksnes apjoma palielināšanās nodrošinās arī piemērotas dzīvotnes daudzveidīgai sūnu un ķērpju florai, radīsies daudz piemērotu ekoloģisko nišu piepju un citu koksnes sēņu daudzveidībai (Eriņš 2014).



8. attēls. Grāvis (attēla kreisajā pusē) gar meža ceļu pirms aizbēršanas 2017. gada decembrī.

Foto: A. Pilābers.

Figure 8. A ditch (in the left side of picture) along a forest road before restoration (filling up the ditch), winter 2017. Photo: A. Pilābers.

Līdzīgi kā Zaļajā purvā, hidroloģiskā režīma atjaunošanai Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos tika veiktas tālāk uzskaitītās darbības.

- Savācējgrāvju pilnīga aizbēršana (8., 9. attēls). Grāvji pilnībā tika aizbērti 25,7 km garumā. Grāvju aizbēršanai tika izmantotas grāvju atbērtnes. Uz aizbērtajiem grāvjiem tika izveidota 371 ūdensnovades barjera.
- Kūdras un minerālgrunts aizsprostu uzbūvēšana uz susinātājgrāvjiem. Aizsprosti tika veidoti gan slapjo mežu teritorijās, gan purvā. Kopumā tika izveidoti 296 aizsprosti mežos un 96 aizsprosti purvā, apturot ūdens plūsmu apmēram 61 km grāvju kopgarumā.
- Pirms grāvju aizsprostošanas un aizbēršanas veikti sagatavošanās darbi – aizsprostu vietu un ūdensnovades barjeru vietu nospraušana. Būtisku darba apjomu veidoja tehnikas pārvietošanās un trašu atbrīvošana no apauguma mežos gar grāvjiem, kur koki veidoja lielu bieztību.
- Grāvju aizsprostošanai, aizbēršanai un ūdensnovades barjeru izveidošanai tika izmantoti jaudīgi ekskavatori, piemēram, *JCB 200 LC*, *CAT 315* un līdzīga tehnika (10. attēls).



9. attēls. Pilnībā aizbērts grāvis mežā ar izveidotām grāvjiem perpendikulārām ūdensnovades barjerām.

Foto: A. Pilābers.

Figure 9. A filled up forest ditch on the western margin of Ķemeri Mire. Embankments perpendicular to the filled in ditch were built.

Photo: A. Pilābers.



10. attēls. Grāvja aizbēršana, izmantojot ekskavatoru.
Foto: A. Pilābers.
Figure 10. Filling up of a forest ditch by an excavator.
Photo: A. Pilābers.

Hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbi mežos rietumos no Ķemeru tīreļa tika uzsākti 2017. gada 12. decembrī un ilga nepilnus trīs mēnešus – līdz 2018. gada 7. martam. Ņemot vērā, ka sals brīžiem sasniedza pat -14°C atzīmi, radās grūtības tādu grāvju aizbēršanā, kur grunts tika ņemta no grāvju atbērtņēm, kas vairākus gadu desmitus bija lietotas kā ceļi. Šādās atbērtnēs samērā ilga un dziļa sasaluša apstākļos grunts veidoja lielus, sasalušus, monolītus gabalus, kuru sadalīšanai reizēm pat nepietika ar izmantoto ekskavatoru jaudu. Šādās situācijās darbi tika atlikti uz iespējami vēlāku laiku, sagaidot temperatūras paaugstināšanos.

Skudrupītes palienes zālāji

Projekta teritorija (85 ha) ietvēra Skudrupītes lejteces palieni ārpus meža, kur tā tecēja iztaisnotā gultnē cauri Melnragu pļavām (11. attēls) un projekta teritorijas dienvidu daļā ietek Slampes upē.

Pirms plašajiem meliorācijas radītājiem pārveidojumiem šī apvidus upju tecējumā Slampe iepļūda Bērzes upē, kas tās ūdeņus novadīja Lielupē. Laika gaitā, piemērojot palienes lauksaimniecības vajadzībām, šajā apvidū notika plaši meliorācijas darbi, tostarp 20. gs. 30. gados iztaisnoja Slampes pieteku Skudrupīti. 1932.–1933. gadā, izrokot 12 km garo Kauguru kanālu, Skudrupītes un Slampes ūdeņi tika taisnā ceļā novadīti Lielupē. Vēlāk, 1964. gadā, tika veikta arī Slampes upes iztaisnošana. Agrākajos Slampes un Skudrupītes palieņu zālajos izveidoja segto drenāžu, dabiskās palieņu pļavas tika nosusinātas un iekultivētas



11. attēls. Iztaisnotā Skudrupīte 2012. gadā pirms izlīkumošanas. Foto: A. Priede.
Figure 11. The straightened Skudrupīte river in 2012, before re-meandering. Photo: A. Priede.

(Ķuze u. c. 2008; Abaja 2014; Būvprojekts 2017a). Vairākkārt īstenoto meliorācijas darbu rezultātā Skudrupītes sateces baseinā bija novērsta upei piegulošo zemju pārplūšana palos un samazināts augsnes mitrums. Tas radīja piemērotus apstākļus lauksaimniecībai, taču iznīcināja dabiskos palieņu zālājus un radīja nepiemērotus apstākļus palienēm raksturīgajām augu un dzīvnieku sugām.

Pirms HYDROPLAN projektā veiktajiem palienes atjaunošanas darbiem aptuveni 15 gadus Skudrupītes palienes zālāji tika pļauti, pirms tam pēcpadomju laikā apsaimniekošanas intensitāte samazinājās un pat tika pārtraukta pavisam (Priede u. c. 2015). Palienes zālājā ierīkotā segtā drenāžas sistēma galvenokārt bebru darbības dēļ vairs nefunkcionēja, un daļā platības notika pārpurvošanās (pļavas ziemeļu un dienvidu daļā). Taču tas skāra tikai Skudrupītes palienes zālājus, nevis plašāku apkārtni.

Projekta ietvaros palienes hidroloģiskā režīma atjaunošanai bija plānots veikt upītes atlikumošanu, kā arī likvidēt meliorācijas grāvju sistēmu piegulošajā meža platībā, aizberot grāvjus vai izveidojot uz grāvjiem aizsprostus.

Skudrupītes tecējums atjaunots, izlīkumojot 5,5 km garu, taisnu grāvja posmu, kas pēc izlīkumošanas sasniedz 7,5 km garumu. Skudrupītes izlīkumošanas darbi notika paralēli ūdens režīma atjaunošanas darbiem blakus esošajā projekta teritorijā – Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos – un ilga nepilnus trīs mēnešus – no 2017. gada 12. decembra līdz 2018. gada 7. martam (12., 13. attēls).



12. attēls. No jauna izraktā Skudrupītes gultne atklātajās zālāju platībās. Foto: A. Širovs.

Figure 12. The newly created, re-meandered Skudrupīte stream after the excavation works in open grassland. Photo: A. Širovs.

Atbilstoši izstrādātajam būvprojektam jaunās upes gultnes šķēršprofilis meža un atklātajās zālāju teritorijās atšķīrās – mežā tās šķēršprofilis bija 1:2, savukārt atklātajās platībās 1:3 līdz 1:5. Atšķirībā no 2005. gadā izlikumotās Slampes upītes dienvidos no HYDROPLAN projekta teritorijas (Ķuze u. c. 2008), Skudrupītes atjaunotais tecējums tika plānots lielākoties pa tā agrākā tecējuma vietu, to rekonstruējot pēc kartogrāfiskā materiāla un izmantojot precīzus virsmas reljefa modeļus (vairāk – skat. Abaja u. c. *šajā rakstu krājumā*).

Jaunie Skudrupītes līkumi tika veidoti dažādi – gan kā samērā plaši līkumi, gan pavisam



13. attēls. No jauna izraktā Skudrupītes gultne mežu teritorijās. Foto: E. Zalcmanis.

Figure 13. The newly created, re-meandered Skudrupīte stream during the excavation works in the forested area. Photo: E. Zalcmanis.

nelieli mikromeandri, pēc iespējas atdarinot dabiskas ūdensteces gultnes garenprofilu.

Pirms Skudrupītes atlikumošanas bija nepieciešams vairākās vietās likvidēt bebru aizsprostus upes vecajā gultnē. "Cīņa" ar bebru aizsprostiem turpinājās gandrīz visu būvniecības darbu laikā, jo beбри centās nojauktos aizsprostus atjaunot, kas ietekmēja ūdens režīmu upē būvdarbu laikā.

Savukārt pēc Skudrupītes gultnes izrakšanas nozīmīgs darbs tika veikts izraktās grunts izlīdzināšanai, lai upes krastos nodrošinātu palienei raksturīgus apstākļus. Līdz ar to izraktā grunts bija jāizlīdzina lielā platībā, nepieļaujot būtisku



14. attēls. Izraktās grunts izlīdzināšana Skudrupītes jaunās gultnes krastos.

Foto: E. Zalcmanis.

Figure 14. Smoothing of soil excavated from the newly created riverbed along the banks.

Photo: E. Zalcmanis.



15. attēls. Upes gultnē novietoti laukakmeņi Skudrupītes posmā, kas tek caur mežu.

Foto: E. Zalcmanis.

Figure 15. Boulders placed in the restored Skudrupīte stream, in a stretch flowing through the forest.

Photo: E. Zalcmanis.

upes krastu paaugstināšanos. Izraktās grunts izvietošana tika projektēta abos upes krastos pamīšus, lai grunts būtu pēc iespējas vienmērīgā izlīdzināta (14. attēls).

Pēc Skudrupītes atlikumošanas un izraktās grunts izlīdzināšanas atjaunoti palieņu zālājiem piemēroti 85 ha platībā. Kā novitāte šajā projektā jāmin laukakmeņu izmantošana ainavā – laukakmeņi tika ievietoti jaunajā upes gultnē, tādējādi veicinot ūdens mutuļošanu upē, veicinot ūdens aerāciju un zināmā mērā upes pašattīrīšanos, kā arī nodrošinot paslēptuves ūdens dzīvniekiem (15. attēls).

Tāpat laukakmeņi tika izvietoti palieņu zālajos (16. attēls) – kā nosēšanās vieta pļavas putniem, paslēptuve sīkiem zīdītājdzīvniekiem, rāpuļiem un kā ainavu papildinošs elements. Citiem vārdiem varētu teikt, ka akmeņu dzīvei no sakrūtām kaudzēm mežā un lauka malā tika piešķirta jauna loma, novietojot tos atpakaļ atklātās platībās, atdarinot dabisku laukakmeņu izkliedi teritorijā.

Turpmākas apsaimniekošanas nodrošināšanai uzbūvēts 3,8 km garš aploka žogs (17. attēls), kas aprīkots ar elektrisko ganu, ierobežojot 85 ha lielo platību Skudrupītes palienes zālajos. Aploks savienots ar esošo 120 ha lielo aploku Dundurpļavās dienvidos no Skudrupītes ietekas Slampē. Līdz ar to ir izveidota vienlaidus zālāju platība, kur notiek noganīšana (vai nepieciešamības gadījumā iespējama pļaušana) vairāk nekā 200 ha platībā. No tās 170–180 ha ir atklātas ganības, pārējais – mežs. Teritoriju nogana *Heck* šķirnes govīs un *Konik polski* šķirnes zirgi – visā ganību platībā 2018. gadā uzturējās 69 govīs un 99 zirgi (2018. gadā aptuvenais dzīvnieku blīvums bija viens dzīvnieks uz hektāru), kas ganībās uzturēsies visu gadu. Pašlaik Skudrupītes un Slampes palienes ir vienas no lielākajām vienlaidus dabiskajām ganībām Latvijā.

Izveidotais aploks ietver arī mežu, tādējādi sniedzot iespējas lielajiem zālējājiem uzturēties ne tikai atklātajās zālāju platībās, bet arī mežā, kas dzīvniekiem nodrošina noēnojumu, aizvēju, barības dažādību, veicinot meža ganībām raksturīgās ietekmes – meža biežības samazināšanos, mežmalas izrobošanās, mozaīkveida ainavas veidošanos mežā. Tāpat izveidotais žogs zālāju un mežu platībās neļauj ganībās esošajiem dzīvniekiem pārvietoties ārpus ganību aploka un ietekmēt apkārtesošās, citām personām piederošās



16. attēls. Zālajā izklaidus izvietotie laukakmeņi kalpos kā dzīvotne un paslēptuve daudzām sugām, kā arī daudzveidos dabiskoto ainavu.

Foto: A. Priede.

Figure 16. Boulders scattered across the floodplain grassland will serve as a habitat and hiding place for numerous species and will contribute to the overall diversity of the restored landscape. Photo: A. Priede.



17. attēls. Izveidotās ganības Skudrupītes palienes zālajā. Attēlā – *Konik polski* šķirnes zirgi, taču ganībās uzturas arī *Heck* šķirnes govīs. Foto: A. Širovs.

Figure 17. The newly created pasture in Skudrupīte floodplain. In the photo – *Konik polski* horses; however, the area is grazed also by *Heck* cattle. Photo: A. Širovs.

lauksaimniecības zemes.

Līdzīgi kā abās pārējās projekta teritorijās, Īslaicīgu ietekmi uz zemsedzi radījuši rakšanas darbi, izlīkumojot upi un aizsprostojot vai aizberot grāvjus. Palienes zālajā izraktā grunts izlīdzināta gar upītes krastiem. Taču šī ietekme vērtējama kā īslaicīga – līdzīgi kā 2005. gadā izlīkumotās Slampes upes krastos (Ķuze u. c. 2008; Priede u. c. 2015), sagaidāma apkārtējam zālājam raksturīgās veģetācijas atjaunošanās un iekļaušanās apkārtējā ainavā jau dažu gadu laikā.

Nozīmīgākais ieguvums ir atjaunotais Skudrupītes palu režīms, kas ir pamatnosacījums, lai uzlabotu un atjaunotu palieņu zālāju biotopu un nodrošinātu piemērotus apstākļus raksturīgām augu un dzīvnieku sugām. Sagaidāms, ka pēc Skudrupītes atlikumošanas un grāvju aizbēršanas un aizsprostošanas upes palienes zālajos tuvāko gadu laikā izveidosies palieņu zālājiem raksturīgā veģetācija. Palieņu zālāju veģetācijas atjaunošanos galvenokārt veicinās ikgadēja applūšana pavasara palos, taču nozīmīgs faktors ir arī regulāra ekstensīva apsaimniekošana – šajā gadījumā noganīšana.

Sagaidāms, ka, paplašinoties applūstošajai platībai, Skudrupītes palienē, pieaugs Skudrupītes un Slampes upes palieņu zālāju nozīme kā putnu koncentrēšanās vietai pavasara migrācijas periodā. Skudrupītes atlikumošana palienes zālajos uzlabos apstākļus arī tuvumā esošajos periodiski applūstošajos mežos – to turpmāku saglabāšanos un attīstību ilgtermiņā nodrošinās palu režīms (Abaja 2014; Būvprojekts 2017a).

Sabiedrības iesaistīšanas loma projekta īstenošanā

Sabiedrības attieksme pret projektā plānotajiem hidroloģiskajiem atjaunošanas darbiem un sabiedrības iesaistīšana projekta ieviešanas gaitā radīja būtisku ietekmi uz projekta īstenošanu.

Lai gan sabiedrības informēšana un iesaistīšana notika atbilstoši projektā plānotajam – sākot ar projekta uzsākšanas sanākumi, izveidojot un regulāri sasaucot projekta uzraudzības grupu, sniedzot informāciju projekta interneta mājaslapā, piecos semināros un radot bukletu, informācijas standus un divas filmas par projekta aktivitātēm, tomēr tas izrādījās nepietiekami, lai sabiedrība pilnībā izprastu projektā paredzētos hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbus un to ietekmi uz projekta teritorijām un Ķemeru Nacionālo parku kopumā, uz dabas daudzveidības saglabāšanu, ekosistēmu pakalpojumu nodrošināšanu, kā arī projekta sociālo un ekonomisko pienesumu.

Jau projekta sākumā tā ieviesēji sastapās ar ievērojamu vietējo iedzīvotāju (pārsvarā Engures novada Smārdes pagasta un Ķemeru iedzīvotāju) neizpratni par projekta jēgu, radot iedzīvotāju pretestību projekta īstenošanai. Spilgts piemērs tam bija iedzīvotāju vēstule 2013. gadā ar gandrīz

700 parakstiem pret projekta ieviešanu Ķemeru Nacionālajā parkā. No tā brīža vairāku gadu garumā projekta komandas īstenotā komunikācija ar sabiedrību ir raksturojama kā krīzes komunikācija.

Krīze komunikācijas laikā tika rīkotas vairākas papildus sanāksmes gan ar iedzīvotājiem, gan ar pašvaldību darbiniekiem, skaidrojot projekta mērķus un uzdevumus. Tā ietvaros tika noslēgts saprašanās memorands ar vietējo pašvaldību – Engures novada domi – par abu pušu sadarbību HYDROPLAN projekta ieviešanā, esošo meliorācijas sistēmu, kas atradās valsts īpašumā, uzturēšanu, nodrošinot apmierinošu to darbību ārpus projekta teritorijām.

Kā būtisks ieguvums sabiedrības informēšanā jāmin pieredzes apmaiņas braucieni 2013. gada vidū uz līdzīgām mitrāju atjaunošanas vietām Beļģijā un Vācijā un 2014. gada otrajā pusē uz Somiju. Pieredzes apmaiņas braucienos piedalījās ne tikai HYDROPLAN projekta darbinieki un eksperti, bet arī vietējo iedzīvotāju pārstāvji, pašvaldību darbinieki un vietējo plašsaziņas līdzekļu pārstāvji. Tā bija unikāla iespēja demonstrēt līdzīgus hidroloģiskā režīma atjaunošanas pasākumus valstīs, kur ir ar augstāks labklājības līmenis nekā Latvijā, un pārliecināties, ka šādi pasākumi ir pierasta prakse un būtiska dabas saglabāšanas sastāvdaļa attīstītajās valstīs. Īpaši nozīmīga bija iegūtā pieredze laikā, kad tika izstrādāti, apspriesti un izskatīti sagatavotie ziņojumi ietekmes uz vidi novērtējuma procedūrai hidroloģiskā režīma atjaunošanai projekta teritorijās.

Krīzes komunikācijas laikā liela uzmanība tika veltīta komunikācijai ar konkrētiem iedzīvotājiem – viedokļa līderiem. Šādu personu iesaistīšana projekta aktivitātēs ir būtiska sekmīgai projekta ieviešanai. Labs piemērs vietējās sabiedrības, tajā skaitā viedokļu līderu, iesaistīšanai projekta aktivitātēs ir kopējie projekta teritoriju apmeklējumi, kā arī braucieni uz citām “problēmvietaš”, kur bija traucēta meliorācijas sistēmu darbība, netīrītas caurtekas, bebru aizsprosti, un citām vietām, kas vietējo iedzīvotāju ieskatā ietekmē vai var negatīvi ietekmēt viņu īpašumus un par kuru uzturēšanu ir atbildīgas valsts vai pašvaldības iestādes vai citas privātpersonas.

Ņemot vērā būtisko projekta īstenošanas laika pieaugumu un galveno projekta aktivitāšu – hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbu veikšanai – nobīdi par diviem gadiem,

arī sabiedrības aktivitāte un interese būtiski samazinājās. Informējot iedzīvotājus un pašvaldību darbiniekus par hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbiem īsi pirms to uzsākšanas, sanāksmju apmeklējums bija neliels, bet jautājumi par šo pasākumu ietekmi uz vidi – tikai daži. Visticamāk, tas ir skaidrojams ar intensīvo komunikāciju projekta krīzes laikā, ar to, ka hidroloģiskā režīma atjaunošanas pasākumiem tika veikts pilns ietekmes uz vidi novērtējums, kas sniedza atbildes uz visa veida jautājumiem par šādu darbību iespējamo ietekmi uz vidi, sociālajām un ekonomiskajām interesēm, novēršot šaubas par projekta aktivitāšu iespējamo ietekmi uz zemēm ārpus projekta teritorijām.

Apsaimniekošana pēc projekta

Pēc projekta aizbērto grāvju un izveidoto aizsprostu un ūdensnovades barjeru uzturēšanu nodrošinās Dabas aizsardzības pārvalde, veicot regulāru to apsekošanu un nepieciešamības gadījumā veicot remontu vai atjaunošanu. Papildus apsaimniekošana meža un purva teritorijās nav nepieciešami – tajās paredzēta netraucēta ekosistēmu attīstība.

Noslēdzot HYDROPLAN projektu, paredzēts, ka izveidotās ganības Skudrupītes palienes zālajos turpinās uzturēt, noganot ar lielajiem zālējumiem (govīm, zirgiem), kas uzturēsies ganībās visu gadu, vai pļaujot. Jau pašlaik zālāju platības gan Dundurplavās (dienvidos no Skudrupītes palienes), gan Skudrupītes palienē ir nodotas nomā nevalstiskai organizācijai – Ķemeru Nacionālā parka fondam – kas ir atbildīga par ganību dzīvniekiem, aploka uzturēšanu un zālāju apsaimniekošanu dabas daudzveidības saglabāšanai.

Tāpat turpmāk jāveic Skudrupītes tecējuma un izveidoto braslu uzturēšana, veicot to regulāru apsekošanu un nodrošinot apstākļus atbilstoši hidroloģiskā režīma atjaunošanas projektam.

Projekta rezultātu novitāte un demonstrācijas vērtība Latvijā

Kopš 20. gs. 90. gadu beigām Latvijā īstenoti vairāki nozīmīgi hidroloģiskā režīma atjaunošanas projekti, kas ietvēra aizsprostu un ūdens līmeņa regulatoru būvniecību purvos (Bergmanis u. c. 2002; Ķuze, Priede 2008; Pakalne (red.) 2008; Bergmanis 2013;

Putni Ādažos 2018), iztaisnotu upju izlīkumošanu (Ķuze u. c. 2008; Priede u. c. 2015; Priediece, Račinskis (red.) 2015) un grāvju pilnīgu aizbēršanu purvainos mežos (Cinate u. c. (red.) 2016; Liepiņš 2016). HYDROPLAN projekts to starpā ir viens no nozīmīgākajiem darbu vēriena, kā arī plānošanas sarežģītības un pielietoto risinājumu ziņā.

HYDROPLAN projektā īstenota līdz šim Latvijā apjomīgākā upes izlīkumošana. 5,5 km garās iztaisnotās Skudrupītes vietā izveidota 7,5 km gara meandrējoša, palos applūstoša upe. Turklāt tā savienota ar jau 2005. gadā LIFE programmas ietvaros izlīkumoto Slampes upi (Ķuze u. c. 2008), kopā veidojot 12,1 km garu dabiskotu upes posmu. Atjaunots palu režīms abu upju palienēs, kas kopā veido vienotu hidroloģisku sistēmu – funkcionējošu palieni aptuveni 8 km garumā.

Projekta ietvaros pirmoreiz Latvijā augstā purva hidroloģiskā režīma atjaunošana veikta tik sarežģītos apstākļos, kur bija jāņem vērā gan tas, ka purvs nosusināšanas dēļ bija ļoti sliktā stāvoklī – tajā bija gan daudz grāvju, gan bijušie kūdras karjeri, gan respektējot sērūdeņraža veidošanās procesus. Pirmo reizi Latvijā vienā purvā uzbūvēts tik liels aizsprostu skaits, kā arī pirmo reizi atklātā purvā garos posmos pilnībā aizbērti grāvji.

Līdz šim Latvijā nebija veikta tik vērienīga mežu hidroloģiskā režīma atjaunošana, kopumā izveidojot gandrīz 400 aizsprostus mežā un purvā Ķemeru tīreļa rietumu daļā, pilnībā aizberot meža grāvjus 25,7 km garumā un apturot ūdens plūsmu 61 km grāvju kopgarumā.

Pirmo reizi Latvijā mežos un purvos uzbūvētas ūdensnovades barjeras, kas kopā ar aizsprostiem un grāvju pilnīgi aizbēršanu palīdz stabilizēt ūdens līmeni.

Jāuzsver, ka visi šie darbi īstenoti īpaši aizsargājamas dabas teritorijas dabas lieguma zonās, kur nav citu izmantošanas mērķu, rūpīgi plānojot darbus tā, lai tie nelabvēlīgi neietekmētu apkārtējās privātās zemes, tostarp lauksaimniecības zemes.

Ekosistēmu atjaunošanas darbu apjoms, plānošanas un tehniskie risinājumi kopumā padara projektu par būtisku ieguldījumu mitrāju un ar tiem saistīto sugu dzīvotņu atjaunošanā un aizsardzības stāvokļa uzlabošanā. Tāpat projekta teritorijas vēl daudzus gadus kalpos kā interesanti dabas atjaunošanas darbu demonstrācijas objekti, kuros varēs gūt iedvesmu, mācīties konkrētu paņēmieni

izpildi un ietekmi, kā arī iepazīt atjaunos biotopus un tiem raksturīgās sugas.

Projekta galvenās atziņas un secinājumi

Projektos, kas ir saistīti ar hidroloģiskā režīma atjaunošanu, būtiska nozīme ir hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmām. HYDROPLAN projektā to izstrāde balstījās lāzerskenēšanas (LiDAR tehnoloģija) datus, kā arī rūpīgā teritoriju izpētē, veicot gruntsūdens līmeņa mērījumus, novērtējot dabas vērtības un esošās meliorācijas sistēmas funkcionalitāti saistībā ar projektā plānotajām rīcībām. Šādas programmas ļauj izstrādāt vairākus atjaunošanas scenārijus, tos savstarpēji salīdzināt un izvēlēties vispiemērotāko konkrēta projekta mērķa sasniegšanā. Programmas ir detalizētas un tādējādi ļauj precīzi plānot konkrētu lokālu problēmu novēršanu dabas vidē. Turklāt šādas programmas sniedz nozīmīgu informāciju, kas var tikt izmantota citos plānošanas dokumentos, piemēram, dabas aizsardzības plānos un dažāda līmeņa teritorijas attīstības plānos.

Ja projekti ilgst vairākus gadus (šajā gadījumā – astoņus gadus) vai tiek pagarināti, iepriekš ir svarīgi izvērtēt iespējamos riskus. Riski ietver izmaiņas likumdošanā (piemēram, iespējami būtiski grozījumi būvniecību regulējošajā jomā), nacionālus un starptautiskus procesus ekonomikā (HYDROPLAN projekta īstenošanas laikā notika gan pāreja no nacionālās valūtas lata uz eiro, gan tika piedzīvota ekonomiskā krīze un ekonomikas atlabšana un ar to saistītā inflācija visa veida precēm un pakalpojumiem), sabiedrības attieksmes pret projekta aktivitātēm iespējamās pārmaiņas (vietējo pašvaldību vēlēšanas un parlamenta vēlēšanas,

kas bieži vien izraisa periodiskus sabiedrības “uzmanības saasinājumus” uz konkrētiem dabas apsaimniekošanas pasākumiem, piemēram, hidroloģiskā režīma atjaunošanu mitrājos, kontrolētu dedzināšanu mežos, zālāju pirmreizēju atjaunošanu, izmantojot kontrolēto dedzināšanu u. c.).

Katrā dabas vides atjaunošanas projektā ir jāparedz būtisks ieguldījums sabiedrības iesaistīšanā un informēšanā. Jau no pirmās projekta īstenošanas dienas vai, vēlams, jau projekta plānošanas laikā, ir jāuzsāk komunikācija ar vietējiem iedzīvotājiem, pašvaldību, it sevišķi domes deputātiem, būvvalžu darbiniekiem, nevalstiskajām organizācijām un vietējiem plašsaziņas līdzekļiem. Jau no paša projekta sākuma ir skaidri jānoformulē projekta mērķi, uzdevumi un ieguvumi, it sevišķi, sociālajā un ekonomikas jomā un mērķtiecīgi tie “jānovada” līdz ikvienam mērķauditorijas cilvēkam. Kā parādīja HYDROPLAN projekta pieredze, efektīvs sabiedrības iesaistīšanas veids ir pieredzes apmaiņas braucieni – ne tikai projekta darbiniekiem un ekspertiem, bet arī vietējās sabiedrības pārstāvjiem, pašvaldību darbiniekiem un vietējo plašsaziņas līdzekļu pārstāvjiem. Ļoti efektīva un noderīga projekta mērķu sasniegšanā ir ikdienas komunikācija ar vietējās sabiedrības viedokļa līderiem.

HYDROPLAN projekta īstenošana pierādīja, ka milzīgus dabas atjaunošanas projektus ir iespējams īstenot, nesakoties uz projekta sarežģīto komunikāciju ar vietējo sabiedrību, neparedzētu pasākumu nepieciešamību (ietekmes uz vidi novērtējuma procedūras veikšana), būtisku izmaksu pieaugumu un dažādiem sociāliem un ekonomiskiem procesiem nacionālā un starptautiskā līmenī.

Pateicības

Paldies Agnesei Balandiņai par palīdzību raksta sagatavošanā.

Literatūra

- Abaja R. 2014. Hidroloģiskā režīma un palieņu zālāju atjaunošana Skudrupītes palieņu pļavās – griežu ligzdošanas teritorijā. Vides risinājumu institūts, 109 lpp., http://hydroplan.daba.gov.lv/upload/File/AtjaunProgr_Skudrupe_2014.pdf.
- Bergmanis U. 2013. Augsto un pārejas purvu hidroloģijas atjaunošanas pieredze Austrumlatvijas mitrājos. Grām.: Pakalne M., Strazdiņa L. (red.) 2013. Augsto purvu apsaimniekošana bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 158–170.
- Bergmanis U., Brehm K., Matthes J. 2002. Dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošana augstajos un pārejas purvos. Grāmatā: Opermanis O. (red.) 2002. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Rīga, 49–56.
- Būvprojekts 2017a. Hidroloģiskā režīma atjaunošana Ķemeru Nacionālajā parkā – Skudrupītes palienē un mežos rietumos no Ķemeru tīreļa. SIA „Inženieru birojs „Profecto””.
- Būvprojekts 2017b. Hidroloģiskā režīma atjaunošana Zaļajā purvā. SIA „Inženieru birojs „Profecto””.
- Cinate K., Lārmanis V., Pikšena I. 2016. Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri: meži. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda.
- Eriņš G. 2014. Hidroloģiskā režīma atjaunošana pārmitrajās mežos Lielā Ķemeru tīreļa rietumu malā. Vides risinājumu institūts, 87 lpp., http://hydroplan.daba.gov.lv/upload/File/AtjaunProgr_mezi_LKT_R_mala_2014.pdf.
- Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45–55.
- Ķuze J., Priede A. 2008. Ūdens līmeņa paaugstināšana meliorācijas ietekmētajās Ķemeru tīreļa daļā: paņēmieni un pirmie rezultāti. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 131–141.
- Liepiņš K. 2016. Hidroloģiskā režīma atjaunošana mežņu dzīvotnē, monitorings 2013.–2015. Grām.: AS “Latvijas Valsts meži” vides pārskats 2015, https://www.lvm.lv/images/lvm/sabiedribai/Vides_aizsardziba/LVM_vid_2015.pdf.
- Pakalne M., Strazdiņa L. (red.) 2013. Augsto purvu apsaimniekošana bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga.
- Pakalne M. (red.) 2008. Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Latvijas Dabas fonds, Rīga.
- Priede A., Urtāne L., Ķuze J. 2015. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas, pļaušanas un noganīšanas rezultāti Ķemeru Nacionālā parka Dundurpļavās. Grām.: Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 62–78.
- Priediece I., Račinskis E. (red.) 2015. Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga.
- Purmalis O. 2014. Augstā purva biotopa atjaunošana Zaļā purva teritorijā. Vides risinājumu institūts, 99 lpp., http://hydroplan.daba.gov.lv/upload/File/AtjaunProgr_Zalais_purvs_2014.pdf.
- Putni Ādažos 2018. Projekts „Īpaši aizsargājamo putnu sugu aizsardzības stāvokļa uzlabošana Natura 2000 teritorijā „Ādaži”” (LIFE12 NAT/LV/000509, Putni Ādažos), <http://putniadazos.lv>.

SUMMARY

HYDROPLAN Project and its Role in Nature Restoration

Ķemeri National Park (Natura 2000 site) is one of the largest protected nature areas in Latvia covering 36,180 hectares. It lies in the central part of Latvia, bordering with the Gulf of Riga. The national park is peculiar with large variety of wetlands – raised bogs, fens, swamp forests, coastal lakes, and floodplains preserve nature treasures unique both on national and European Union's scale.

The objective of the LIFE project “Restoring the hydrological regime of Ķemeri National Park” (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN) was to develop hydrological restoration programmes and to restore hydrological regime within three action areas in the national park: Zaļais Bog, forests to the west of Ķemeri Mire, and Skudrupīte floodplain grasslands. The actions were aimed at rewetting drained raised bog, bog woodland, swamp forest, alluvial forest, and alluvial grassland habitats. In the planning stage, airborne remote sensing data interpretation methods for hydrological modelling were applied, by combining them with field survey methods. A significant part of the project was dedicated to communication with local community. As decided by the national authority, prior to restoration full procedure of environmental impact assessment was applied.

The HYDROPLAN project was commenced on September 1, 2011. Its implementation was possible thanks to European Union's LIFE programme, subprogramme “Nature & Biodiversity”. The initial project budget was 963,823 EUR, out of which 702,337 EUR (72,87%) came from European Commission. Initially, the project period was proposed for 60 months – until August 31, 2016. However, due to several serious obstacles (e.g. applying environmental assessment procedure) the project period was extended to 96 months. The project activities will be completed on August 31,

2019. The project budget increased by 194,972 EUR, mostly due to rise of building costs and related services. The deficiency in the project budget was supplemented from the Latvian Environmental Protection Fund and budget of the Nature Conservation Agency, the leading project partner. The associated project partners were

three non-governmental organisations: Institute of Environmental Solutions, Latvian Fund for Nature, and ELM Media.

HYDROPLAN project can be considered as one of the most important and voluminous nature restoration projects in Latvia over the last decades, as it used complex planning methods (prepared detailed hydrological restoration programmes for each project area), faced complicated situations in relation to local communities, and solved large scale drainage problems.

Within the project, so far the longest stretch of a straightened stream was re-meandered in Latvia (5.5 km of the straightened Skudrupīte was turned into a 7.5 km long meandering river with restored floodplain function). Moreover, it was connected to the re-meandered Slampe river (restored in 2005) downstream the project area, thus gaining a 12.1 km long renaturalised stretch of rivers and approximately 8 km long functioning floodplain area with recovering alluvial grasslands and various types of wet forests. After hydrological restoration, all the floodplain grassland area is being grazed by *Heck* cattle and *Konik polski* horses (within the project, the pasture was extended by 85 ha).

Restoration of raised bog ecosystem was also done in most complicated circumstances such projects had experienced in Latvia before. The project team had to find a solution for a highly degraded bog with large number of ditches and small drains, as well as two large peat excavation quarries. At the same time, the restoration had to be planned by respecting the peculiarity of Ķemeri surroundings – the formation processes of sulphurous mineral waters deep beneath the bog surface. This resulted in the largest number of dams ever built in Latvia in one bog – in total 498 dams were built (mostly out of peat) blocking the water runoff in nearly 68 km of ditches. For the first time in Latvia, the ditches in an open bog were filled up with peat completely (in total 16,1 km). Additionally, 124 peat (and some mineral soil) dikes were built.

Up to now, HYDROPLAN is also the most voluminous project restoring hydrological regime in drained forests in Latvia. On the western margin of Ķemeri Mire, 392 dams were built on ditches both

in the forest and in the peripheral area of the bog. In total 25.7 km of ditches were filled up, thus blocking the water runoff in 61 km of the ditches.

For the first time in Latvia, large number of peat and mineral soil embankments were built both in bogs and forests which, along with dams and filled-up ditches, help to prevent the drainage effects and restore the wetland habitats and their functionality.

Public relations, especially with the local community, was a very important part of project. Although the general public was informed about the proposed project activities with the help of several local seminars, steering group meetings, project website, booklet and two films, it was still not enough to convince the local community on the sense of the project and its contribution to restoration of biodiversity and ecosystem services, as well as expected social and economic benefits of the project. The project team used different ways

to explain the restoration ideas including regular communication with the local opinion leaders and two trips abroad by bringing the local inhabitants, representatives of local municipalities and media to visit similar restoration areas in Germany, Belgium and Finland. The project experience clearly indicates the crucial importance of explaining the restoration ideas to everyone by adapting the ways of communication so that it is understood and supported by the local communities.

The large-scale wetland restoration, the complexity of planning and technical solutions applied provide the HYDROPLAN project with significant demonstration value. For many years, the restored wetland areas will serve as sites for learning experience, observing the habitat recovery after the restoration measures; as well as attractive areas for visitors of the national park to learn and enjoy nature.

Key words: wetland restoration, hydrological restoration, restoration planning, public relations, Ķemeri National Park.

Hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmu izstrāde dažādām mitrāju ekosistēmām Ķemeru Nacionālajā parkā

RŪTA ABAJA*, GATIS ERIŅŠ, OSKARS PURMALIS

Vides risinājumu institūts, "Lidlauks", Priekuļu pagasts, Priekuļu novads, LV-4101, *ruta.abaja@videsinstitut.lv

Kopsavilkums

Mitrāji ir viena daudzveidīgākajām un produktīvākajām, bet vienlaikus arī vienas no apdraudētākajām ekosistēmām uz Zemes. Latvijā mitrāju platība ir samazinājusies, jo pēdējo divu gadsimtu laikā, īpaši pēdējo 50–60 gadu laikā, tie daudzviet ir nosusināti. Ķemeru Nacionālais parks ir viena no mitrāju biotopiem bagātākajām un daudzveidīgākajām īpaši aizsargājamām dabas teritorijām Latvijā, kur atbilstoši nacionālā parka izveides mērķiem šos biotopus jāuztur labā funkcionālā un aizsardzības stāvoklī.

Dabas aizsardzības pārvaldes īstenotā un Eiropas Savienības LIFE programmas finansētā projekta "Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana" (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN) ietvaros Vides risinājumu institūts izstrādāja mitrāju biotopu (augsto purvu, pārmitro mežu un palieņu zālāju) hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas trijām teritorijām.

Programmas izstrādātas, lai detalizēti izzinātu mitrāju biotopu stāvokli un cēloņus to sliktajam aizsardzības stāvoklim un sniegtu piemērotāko risinājumu hidroloģiskā režīma atjaunošanai, rēķinoties ar projekta laika un finanšu resursiem.

Latvijā pirmo reizi kādā no biotopu atjaunošanas projektiem apsaimniekošanas plānos vai atjaunošanas programmās ir ietverta detalizēta vairāku atjaunošanas scenāriju izstrāde. Projektā īstenota un programmās iekļauta hidroloģiskā un sērūdeņražu hidroģeoloģiskā modelēšana, izstrādātas biotopiem specifiskas monitoringa metodikas, veikta teritorijas izmantošanas vēstures izpēte un sniegti kompleksi risinājumi biotopu stāvokļa uzlabošanai, kas var noderēt, plānojot turpmākus hidroloģiskā režīma atjaunošanas projektus un palīdz strukturēt arī citu teritoriju atjaunošanas programmu izstrādi.

Atslēgas vārdi: palieņu zālāji, pārmitri meži, augstais purvs, atjaunošanas scenāriji, hidroloģiskā modelēšana, attālā izpēte, biotopu pārmaiņu vēsture.

Ievads

Mitrāji ir starp planētas visproduktīvākajām ekosistēmām, kurām raksturīga sevišķi liela bioloģiskā daudzveidība gan sugu, gan pārstāvēto biotopu (purvu, pārmitru mežu, palieņu u. c.) ziņā. Mitrājos notiek patstāvīga vai periodiska ūdens uzkrāšana, jo šajās vietās ūdens līmenis atrodas tuvu zemes virskārtai vai arī to pārklāj (Silva et al. 2007).

Pēdējā gadsimta laikā mitrāji ir nokļuvuši starp apdraudētākajām ekosistēmām pasaulē (Turner 1991), šajā laikā ir izzuduši vairāk nekā 50% no planētas mitrājiem (Wetlands International). Līdzīga situācija ir Eiropā, kur vairāk nekā 60% no mitrājiem ir iznīcināti (BISE 2017). Galvenais mitrāju

degradācijas cēlonis ir nosusināšana, kas īpaši intensīvi īstenota pēdējo 50–60 gadu laikā visā Eiropā (Silva et al. 2007), tostarp arī Latvijā (Šnore 2004). Pašreizējais mitrāju aizsardzības stāvoklis Eiropas Savienībā (ES) tikai desmit procentos ES nozīmes aizsargājamo biotopu veidu¹ ir atzīts par piemērotu šo biotopu saglabāšanai nākotnē (European Environment Agency 2012). Pēdējā ziņojumā par ES nozīmes aizsargājamo biotopu stāvokli Latvijā vairums mitrāju biotopu novērtēti kā nelabvēlīgā-sliktā vai nelabvēlīgā-nepietiekamā aizsardzības stāvoklī esoši, un to platības sarūk. Viena no prioritātēm šo biotopu stāvokļa uzlabošanā ir hidroloģiskā režīma atjaunošana (Anon. 2013).

¹ Iekļauti Padomes Direktīvas 92/43/EEK (21.05.1992.) par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību I pielikumā.

Eiropas Komisija ir izstrādājusi bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas stratēģiju laika posmam līdz 2020. gadam un tālākā nākotnē. Šīs stratēģijas mērķis ir nodrošināt ekosistēmu, tostarp mitrāju, un to ekosistēmu pakalpojumu uzturēšanu un uzlabošanu, līdz 2020. gadam atjaunojot vismaz 15% degradēto ekosistēmu (Eiropas Savienība 2011). Šīs stratēģijas izpilde uzliek saistības katrai ES dalībvalstij mērķtiecīgi meklēt risinājumus, kā īstenot šo apņemšanos. Viens no risinājumiem ir īstenot LIFE+ programmas projektus, prioritāri uzmanību vēršot uz Natura 2000 aizsargājamās dabas teritorijās esošo degradēto biotopu stāvokļu uzlabošanu, kā tas darīts projektā “Ķemeru Nacionālā parka hidroloģiskā režīma atjaunošana” (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN) (turpmāk – HYDROPLAN projekts).

HYDROPLAN projekta teritorija (1. attēls) ietilpst Ķemeru Nacionālajā parkā (ĶNP), kas dibināts 1997. gadā, lai saglabātu teritorijā esošās dabas vērtības un ar tām saistīto kultūrvēsturisko un kulturoloģisko mantojumu (Ķemeru Nacionālā parka likums). Tajā atrodas ne tikai otrs lielākais augstais purvs Latvijā – Ķemeru tīrelis, bet arī lielas pārmitro mežu un palieņu platības, taču lielu daļu šo mitrāju caurauž grāvji (DAP 2002). Latvijā meliorācijas grāvji visintensīvāk tika veidoti laika posmā no 1960. līdz 1980. gadam (Šnore 2004), un šajā laikā veiktā nosusināšana ir atstājusi īpaši būtisku ietekmi arī uz ĶNP mitrājiem. Nosusināšana, augsto purvu gadījumā arī kūdras ieguve, ir radījusi pārmitro biotopu ilgtspējīgai pastāvēšanai neatbilstošu hidroloģisko režīmu, kā rezultātā daļa ĶNP mitrāju ir degradēti. Šo biotopu stāvoklis bez mērķtiecīgiem dabas aizsardzības un atjaunošanas pasākumiem pats nespēj uzlaboties. Nosusināšanas ietekmē pakāpeniski pārmainās biotopam raksturīgā veģetācija un degradējas citu raksturīgo sugu, tostarp arī īpaši aizsargājamo sugu, dzīvotnes (Laine et al. 1995; Handa et al. 2002; Mälson et al. 2008).

Lai uzlabotu ĶNP mitrāju stāvokli, HYDROPLAN projektā tika izvēlētas trīs galvenās mitrāju biotopu grupas (augstie purvi, pārmitrie meži, palieņu zālāji), kurās īstenota hidroloģiskā režīma atjaunošana šo biotopu stāvokļa uzlabošanai. Katrai no biotopu grupām tika izraudzītas rīcības teritorijas, jo nosusināšanas ietekmes mazināšanai plānotās darbības ir izstrādātas tieši šīm biotopu grupām un piemērotas konkrētās vietas specifikai. Projektam

izvēlētas rīcību teritorijas bija Zaļā purva degradētā ziemeļrietumu daļa, Skudrupītes palienes zālāji un Ķemeru tīreļa rietumu malas pārmitrie meži (1. attēls). Katrai no teritorijām projektā tika izstrādātas hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas (Abaja 2014; Eriņš 2014; Purmalis 2014), kuru izveidē gūtā pieredze apkopota šajā rakstā.

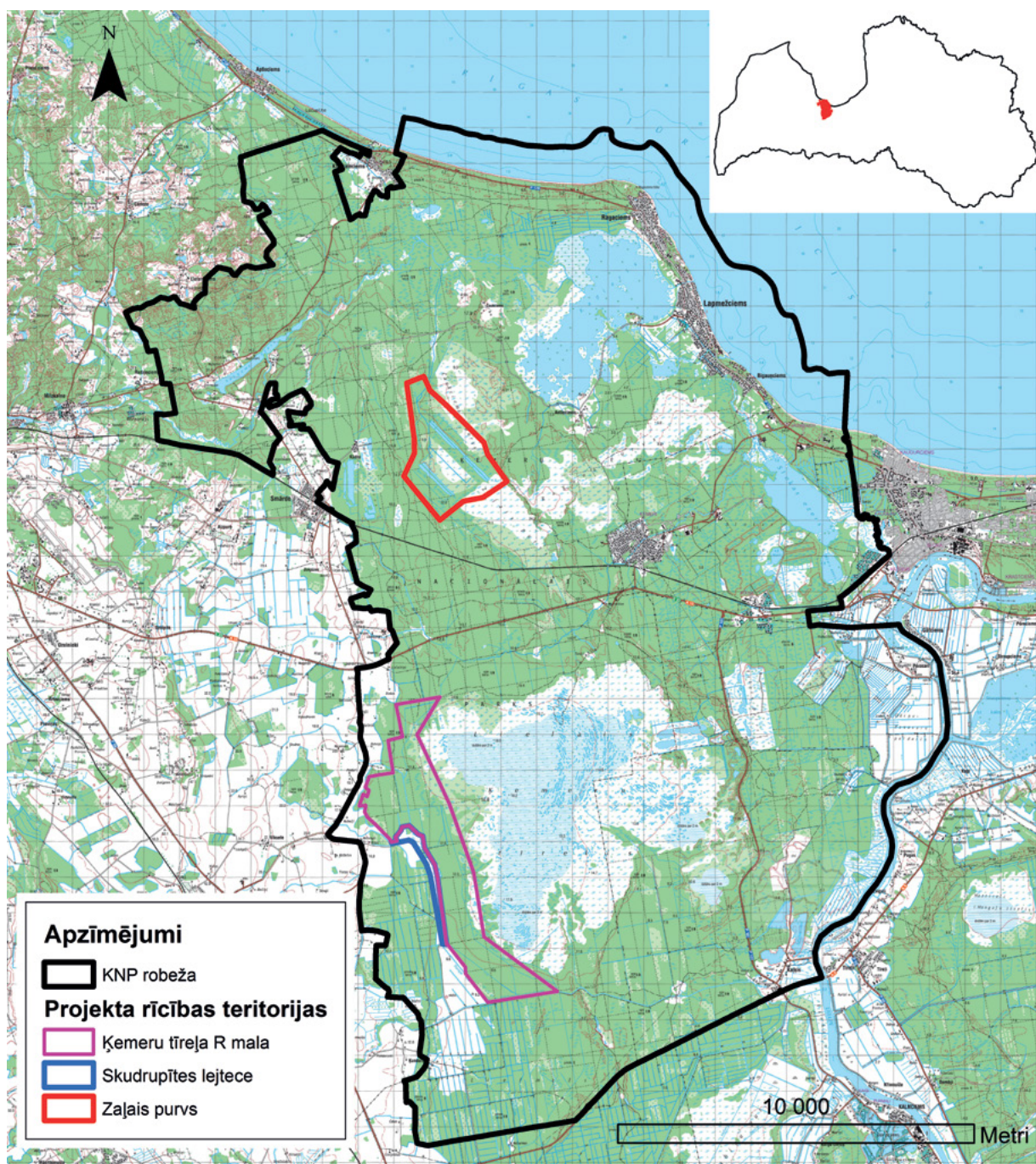
Programmu izstrādes uzdevumi bija: 1) apkopot nepieciešamo informāciju, lai sniegtu pamatojumu hidroloģiskā režīma atjaunošanai, ievērojot katras teritorijas un biotopu specifiku; 2) izstrādāt scenārijus hidroloģiskā režīma atjaunošanai; 3) veikt sagaidāmo hidroloģiskā režīma pārmaiņu modelēšanu; 4) sniegt pamatotas rekomendācijas būvprojektam, nodrošinot praksē veiksmīgākā un izsvērtākā hidroloģiskā režīma atjaunošanas scenārija īstenošanu; 5) izstrādāt monitoringa metodiku rezultātu novērtēšanai; 6) sniegt skaidrojumu un pamatojumu projektā plānotajām darbībām.

Materiāli un metodika

Informācija un dati stāvokļa novērtēšanai

HYDROPLAN projekta hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmu sagatavošana sākta ar datu un informācijas ieguvu, lai novērtētu stāvokli rīcības teritorijās pirms projektā plānoto darbu veikšanas un varētu sniegt detalizētu tālāko risinājumu piedāvājumu atbilstoši katras teritorijas apstākļiem.

Viena no programmu izstrādē nozīmīgākajām datu kopām bija aviācijā bāzētie attālās izpētes dati. Šos datus projekta vajadzībām 2012. gada 28. aprīlī ieguva Vides risinājumu institūts (VRI), izmantojot šajā institūtā izveidoto pasaules līmeņa unikālo attālās izpētes tehnoloģiju sistēmu ARSENAL. ARSENAL sistēmā ir ietverti astoņi savstarpēji integrēti sensori, kas uztver atstaroto gaismu no Zemes virsmas un uz tās esošajiem objektiem. Šajā sistēmā ir iekļauts arī LiDAR lāzerskeneris un augstas izšķirtspējas RGB aerofoto kamera (Jakovels et al. 2014). VRI projekta nolūkiem datus ieguva ar ARSENAL aprīkotu lidmašīnu, nolidojot visas HYDROPLAN projekta teritorijas. Iegūtie attālās izpētes dati bija nepieciešami, lai sniegtu būtisku informāciju par katras rīcības teritorijas reljefu, koku apaugumu un tā blīvumu, kā arī atklātajiem grāvjiem. Tie bija



1. attēls. HYDROPLAN projekta rīcības teritorijas Ķemeru Nacionālajā parkā. Fona karte: Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras topogrāfiskā karte mērogā 1:50 000.

Figure 1. HYDROPLAN project action areas in Ķemeru National Park (the border of national park is marked with black line): western edge of Kemeru Mire (marked with violet line), Skudrupīte floodplain (marked with blue line), and Zaļais Mire (marked with red line). The background map: Latvian Geospatial Information Agency, topographical map at scale 1:50,000.

vieni no būtiskākajiem datiem, kurus izmantoja programmās iekļauto hidroloģisko atjaunošanas scenāriju un monitoringa metodikas izstrādei. Īpaši nozīmīgi tie bija hidroloģiskajai modelēšanai.

Programmu sākumā sniegts pārskats par katras rīcības teritorijas ģeogrāfisko novietojumu, reljefa īpatnībām, ģeoloģiskajiem un hidroloģiskajiem apstākļiem, zemes lietojumu un detalizētu biotopu aprakstu un stāvokļa

izvērtējumu. Liela daļa informācijas tika iegūta, izmantojot kartogrāfiskos datus – gan mūsdienīgu, gan vēsturiskās topogrāfiskās kartes, aerofoto uzņēmumus, VRI izstrādāto digitālo virsmas modeli, ģeoloģisko nogulumu kartes, digitizētas vēsturiskās upju un citu hidroloģisko objektu kartes, kā arī meliorācijas plānus.

Padziļināta izpēte tika veikta, apkopojot gan minētos kartogrāfiskos, gan pieejamos meliorācijas plānus, shēmas un vēsturiskos fotoattēlus, kas liecināja par katras rīcības teritorijas hidroloģiskajiem apstākļiem.

Šo darbu veica galvenokārt projektam sākotnēji piesaistītā hidroloģe Inga Grīnfelde, kuras apkopotos materiālus projekta gaitā izmantoja un aizsāktu darbu turpināja hidrologs Oļģerts Aleksāns. Daļa nepieciešamo materiālu par hidroloģiskajiem apstākļiem un rīcības teritoriju meliorācijas vēsturi tika iegūtas Latvijas Lauksaimniecības muzeja krājumā. Skudrupītes gadījumā tās hidroloģiskie apstākļi tika vērtēti kontekstā ar upes sateces baseinu, nosakot upes garenprofilu, noteces rādītājus, caurplūdumus, arī 2005. gadā veiktās Slampes upes posma renaturalizācijas ietekmi uz Skudrupītes hidroloģiskajiem parametriem.

Gruntsūdens līmenis un tā izmaiņas tika aplūkotas visās trīs teritorijās. Gruntsūdens līmeņa dati tika iegūti no projekta laikā uzsāktā hidroloģiskā monitoringa. Atsevišķi tika izvērtētas teritorijā esošās meliorācijas sistēmas, to izvietojums un funkcionalitāte, kā arī upes, purvu, to izstrādes un citu hidroloģisko objektu vēsture, kas sniedza hronoloģisku ieskatu teritorijas hidroloģiskā režīma pārmaiņās. Virsūdeņu noteces rādītājus visām trim teritorijām aprēķināja projekta hidrologs.

Precīzai rīcības teritoriju biotopu stāvokļa novērtēšanai tika piesaistīts sertificēts biotopu eksperts Viesturs Lārmanis, kurš veica gan biotopu sākotnējā stāvokļa kartēšanu, gan norādīja uz šo biotopu degradācijas pakāpi un konsultēja par ieteicamajām rīcībām mitrāju biotopu stāvokļa uzlabošanai. Programmā tika iekļauts katra ES īpaši aizsargājamā mitrāju biotopa apraksts, kuru lielākoties veidoja, balstoties uz informāciju, kas sniegta biotopu noteikšanas metodikā (Auniņš (red.) 2010). Šāds biotopu apraksts bija nepieciešams, lai raksturotu katra teritorijā sastopamā biotopu veida iezīmes, funkcijas un aizsardzības vērtību, kā arī sniegtu priekšstatu par optimālu biotopa aizsardzības stāvokli. HYDROPLAN rīcības

teritorijās biotopu stāvokļa aprakstos norādīti cēloņi un sekas biotopa degradējošajām pārmaiņām. Biotopu stāvokļa novērtēšanai tika piesaistīti eksperti, kas veica veģetācijas stāvokļa (Agnese Priede), ornitofaunas (Jānis Ūze), upes ekosistēmas (Loreta Urtāne), zivju resursu (Kaspars Abersons) un zoobentosa (Arkādijs Poppels) stāvokļa raksturošanu.

Viena nodaļa katrā programmā veltīta projektā plānoto dabas aizsardzības aktivitāšu pamatojumam un normatīvajam regulējumam, kas ir saistošs konkrētajai rīcības teritorijai.

Scenāriju izstrāde

Programmu izstrāde ietvēra vairākus hidroloģiskā režīma atjaunošanas scenārijus. Katrā scenārijā aprakstītas tajā plānotās darbības un paredzamās pārmaiņas rīcības teritorijā, skaidrojot scenārija priekšrocības un trūkumus projekta mērķu sasniegšanā un ieguvumus bioloģiskās daudzveidības stāvokļa uzlabošanā.

Pirmais scenārijs visu trīs projekta teritoriju programmās aplūkoja situāciju, kurā projektā plānotās hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbības neveic, atstājot teritoriju dabiskiem procesiem vai nedaudz veicinot šo procesu norisi. Šo scenāriju dēvēja par bāzes scenāriju. Piemēram, upju renaturalizācijas gadījumā upē var ievietot dabiskus šķēršļus – laukakmeņus vai koku stumbrus. Šādā veidā, pastiprinot krasta eroziju un sedimentēšanos, var veicināt upju dabisku meandrēšanos (Cowx, Welcomme 1998; Nicol et al. 2004).

Otrā scenārija izstrādes mērķis bija atveidot un izvērtēt situāciju, kurā rīcības teritorijās pilnībā novērstu visas agrāk cilvēka radītās hidroloģiskā režīma pārmaiņas. Šī scenārija ietvaros Skudrupītes palienes zālāja rīcības teritorijā aizbērtu un likvidētu meliorācijas grāvjus un atjaunotu gan Skudrupītes, gan Slampes upes to vēsturiskajās gultnēs. Ķemeru tīreļa rietumu malas mežos šis scenārijs paredzēja visu meliorācijas sistēmu likvidēšanu, aizberot grāvjus. Zaļā purva gadījumā šāds scenārijs netika aplūkots, jo atklāto kūdras karjeru aizbēršana nebija ne finansiāli iespējama, ne praktiski lietderīga, turklāt riskanta sērūdeņražu veidošanās procesam.

Trešais scenārijs veidots atbilstoši reālām projekta īstenošanas iespējām. Šī scenārija izpildē ņemti vērā otrā scenārija trūkumi. Viens no šādiem

būtiskiem trūkumiem bija hidroloģiskā režīma pārmaiņuradītā ietekme uz teritorijām ārpus projekta robežām, kā arī uz infrastruktūras objektiem. Trešā scenārija izveide bija nepieciešama arī tāpēc, ka trūka grunts materiāla atsevišķu meliorācijas grāvju pilnīgai aizbēršanai. Tāpēc šis scenārijs piedāvāja citus risinājumus, kas tomēr spētu nodrošināt hidroloģiskā režīma atjaunošanu. Atšķirībā no otrā scenārija, šajā scenārijā iekļautajām darbībām bija jānodrošina visu projekta mērķu sasniegšana rīcības teritorijā, kā arī jāiekļaujas projektam atvēlētajā budžetā.

Zaļā purva gadījumā scenāriju izveides process bija atšķirīgs no pārējām abām teritorijām, kopumā izstrādājot četrus scenārijus. Pirmais jeb bāzes scenārijs atbilda augstāk minētajam aprakstam. Otrais scenārijs bija vērstis galvenokārt uz hidroloģiskā režīma atjaunošanu augstajā purvā, neņemot vērā ietekmi uz sērūdeņražu veidošanās procesiem, turklāt tā īstenošanai bija nepieciešams pārāk liels kūdras materiāla apjoms, lai iekļautos projekta budžetā. Trešais scenārijs piedāvāja risinājumu, kas novērš hidroloģiskā režīma atjaunošanas ietekmi uz sērūdeņražu veidošanās procesu Zaļā purva apvidū, taču tas neatrisināja darbu īstenošanas izmaksu jautājumu. Savukārt ceturtais scenārijs piedāvāja optimālo risinājumu, nodrošinot iespēju robežās hidroloģiskā režīma uzlabošanu degradētajā augstajā purvā un novēršot potenciālo hidroloģiskās atjaunošanas ietekmi uz sērūdeņražu veidošanās procesiem, turklāt iekļaujoties projekta budžetā.

Scenāriju izstrādē tika izmantota visa iepriekšējā apakšnodalā minētā informācija un dati, strādājot ar tiem ArcGIS programmatūrā, lai radītu telpisko priekšstatu un spētu sniegt gan vizuālu, gan apjoma ziņā aprēķināmu rezultātu katra scenārija iznākumam. Optimālais scenārijs tālāk programmā izmantots gan hidroloģiskajai modelēšanai, gan izvērstai sagaidāmās ietekmes uz dabas vērtībām novērtēšanai un rekomendāciju sniegšanai praktisko atjaunošanas darbību veikšanai, kā arī monitoringa metodikas izstrādei.

Hidroloģiskā un hidroģeoloģiskā modelēšana

Hidroloģiskā modelēšana HYDROPLAN projektā veikta, lai novērtētu projektā plānoto darbību ietekmi uz pazemes ūdeņu plūsmām un sērūdeņraža minerālūdeņu veidošanās procesiem un virszemes

ūdeņu noteci. Modelēšana bija nepieciešama plānoto darbību efektivitātes novērtēšanai un lai gūtu priekšstatu par veicamo darbu apjomu. Tā sniedza priekšstatu par projektā plānoto darbu ietekmi uz hidroloģiskā režīma pārmaiņām projekta teritorijā un vienlaikus izvērtēja potenciālo risku projekta ietvaros veikto darbību ietekmēm ārpus projekta rīcības teritorijām.

ĶNP ir viena no Baltijas reģionā nozīmīgākajām sulfīdu saturošo ūdeņu veidošanās vietām (Prols 2010). Šos sēra savienojumus saturošos ūdeņus un dūņas gan agrāk, gan mūsdienās Ķemeru apkārtnē izmanto ārstnieciskiem nolūkiem. Ievērojot šo ĶNP specifiku, projektā veiktās hidroģeoloģiskās modelēšanas mērķis bija atbildēt uz jautājumu, vai izvēlētais scenārija īstenošana neradīs nelabvēlīgu ietekmi uz sērūdeņražu minerālūdeņu veidošanās procesu. Sulfīdus saturošo pazemes ūdeņu veidošanās procesos ir būtiski anaerobi apstākļi Salaspils svītas nogulumu horizontā, tāpēc sērūdeņražu minerālūdeņu veidošanās apgabalos ar skābekli bagātu pazemes ūdeņu infiltrācija nav vēlama (Prols 2010).

Hidroģeoloģiskās modelēšanas rezultāti parādīja ne tikai projekta rīcības teritorijās izvēlēto scenāriju īstenošanas paredzamo ietekmi uz Salaspils svītas nogulumu horizonta pazemes ūdeņu procesiem, bet arī sniedza atbildes uz jautājumu, cik lielā mērā plānotā hidroloģiskā režīma atjaunošana paaugstinās gruntsūdens līmeni kvartāra nogulumos un cik tālu sniegsies pazemes ūdens plūsmas pārmaiņas.

Virszemes ūdens noteces modelēšana atšķirās starp rīcības teritorijām, jo Skudrupītes palienes zālāju un Ķemeru tīreļa rietumu malas mežu teritorijai bija svarīga Skudrupītes palu ūdens režīma modelēšana, savukārt Zaļā purva gadījumā bija būtiski novērtēt purva spēju uzkrāt pavasara palu un lietavu ūdeņus, mazinot caurplūduma apjomus virszemes ūdeņu notecē. Bija būtiski noskaidrot Skudrupītes palu applūduma paredzamās platības, lai pārliecinātos par projekta mērķa sasniegšanu – regulāra palu applūduma nodrošināšanu Skudrupītes palienes zālajos un aluviālos mežos – un to, vai sagaidāmais applūdums nesniedzas ārpus projekta teritoriju robežām. Visām trim projekta rīcības teritorijām tika aprēķināti virszemes ūdeņu noteces caurplūdumi, ņemot vērā sateces baseina parametrus un

ievērojot projektā plānotās darbības saskaņā ar izvēlēto scenāriju. Papildus pēc virszemes noteces modelēšanas rezultātiem tika analizēta ietekme uz gruntsūdens līmeņa pārmaiņām.

Hidroloģiskajā modelēšanā sevišķi būtisks bija VRI iegūtais precīzais virsmas reljefa modelis, vēsturiskie teritoriju hidroloģiskā režīma un sērūdeņu izplatības areāla un to koncentrācijas novērojumi, ģeoloģisko situāciju raksturojošie dati, kā arī HYDROPLAN projekta gaitā veiktie gruntsūdens un virszemes ūdeņu hidroloģiskā monitoringa dati. Ūdens plūsmu norises pārsniedz projekta rīcības teritoriju robežas, tāpēc modeļu apgabalī ietvēra gan Skudrupītes sateces baseinu, gan Zaļā purva un Ķemeru tīreļa apkārtnes hidroloģisko sistēmu. Hidroģeoloģisko modelēšanu veica SIA "Procesu analīzes un izpētes centrs", bet virszemes ūdeņu noteces modelēšanu – projekta hidrologs Oļģerts Aleksāns.

Biotopu atjaunošanas pasākumu kompleksa un rekomendācijas tehniskajam projektam izstrāde

Pēc izstrādāto scenāriju un to ietekmes novērtēšanas programmās tika detalizēti aprakstītas rīcības mitrāju biotopu atjaunošanai. Rīcības katrā projekta teritorijā bija specifiskas. Programmas ietvēra detalizētus aprakstus, kādā secībā, ar kādām metodēm, materiāliem un to apjomiem, ieteicamajiem profiliem veikt vietai specifisko hidroloģiskā režīma atjaunošanu – upes gultnes renaturalizāciju, grāvju aizbēršanu, aizsprostošanu un koku apauguma novākšanu.

Pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas Skudrupītes palienes zālāju turpmākai uzturēšanai projektā tika plānota apsaimniekošana, norādot piemērotākos darbību izpildes laikus un vietas, kur iēplānot nepieciešamo infrastruktūru. Uzmanība tika pievērsta arī ganību ierīkošanai, ieteicamajam lopu blīvumam un zālāja pļaušanas nosacījumiem, lai nodrošinātu palieņu zālāju un griežu *Crex crex* populācijas stāvokļa uzlabošanu. Lai tuvinātu ainavas izskatu tam, kāda teritorija varētu būt bijusi agrāk, un novērstu tajā mākslīgi izveidotās taisnās meža un atklātas ainavas robežas, biotopu atjaunošanas darbu aprakstā iekļauti arī ieteikumi mežmalas izrobošanai.

Nepieciešamie biotopu atjaunošanas darbi programmās apkopotī rekomendācijās tehniskā projekta izstrādātājiem. Lai sniegtu pārskatāmu priekšstatu par sagaidāmajiem rezultātiem, programmās iekļauta nodaļa ar izvērtējumu par projekta darbību sagaidāmo ietekmi gan uz saimniecisko darbību teritorijā, gan sērūdeņražu minerālūdeņu veidošanās procesiem, gan uz mērķa biotopu stāvokli.

Monitoringa metodiku izstrāde

Katras programmas noslēgumā iekļauta nodaļa par biotopu atjaunošanas ietekmes monitoringu, kas visās programmās ietvēra hidroloģiskā un veģetācijas monitoringa metodikas izvērtēšanu aprakstu. Skudrupītes palienes atjaunošanas rīcības programmā iekļauts arī bentisko organismu monitorings upē, lai novērtētu renaturalizētās Skudrupītes atjaunošanos. Ķemeru tīreļa rietumu malas mežu programmā kā papildus vides pārmaiņu novērtēšanas metode ieteikts skrejvaboļu monitorings.

Putnu monitorings ietverts Zaļā purva un Skudrupītes programmās. Skudrupītes programmā paredzēts griežu monitorings, bet Zaļajā purvā – purvos ligzdojošu putnu uzskaitē. Visās programmās precīzi norādītas monitoringa veikšanas vietas un monitoringa vietu ierīkošanas specifika, aprakstīta mērījumu veikšanas kārtība, nepieciešamie materiāli, ieteicamās datu apstrādes un analīzes metodes, kā arī atbildīgās institūcijas par monitoringa veikšanu projekta laikā un pēc tam. Norādīts monitoringa veikšanas biežums un tā izpildei nepieciešamais laiks. Hidroloģiskā monitoringa metodikas izstrādē piedalījās hidroloģe Inga Grīnfeldē, bet veģetācijas monitoringa metodikas palieņu zālājiem, purviem un mežiem izveidotas, balstoties uz biotopu ekspertes Agneses Priedes rekomendācijām. Putnu monitoringa metodikas sagatavoja ornitologs Jānis Ķuze, bet bentisko organismu monitoringa metodiku izstrādāja hidrobiologs Arkādijs Poppels. Skrejvaboļu monitoringa metodiku hidroloģisko izmaiņu vērtējumam pārmitros mežos sagatavoja Rūta Abaja. Veģetācijas monitoringa parauglaukumu vietu izvēlei izmantots biotopu kartējums un plānotā hidroloģiskā režīma atjaunošanas vietas un specifika.

Rezultāti

VRI uzsāka hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmu izstrādi 2013. gada martā. Programmu izstrāde tika veikta viena gada laikā, taču vēlāk radās nepieciešamība pēc atsevišķiem uzlabojumiem un papildinājumiem. Tāpēc darbs pie programmām noslēdzās 2014. gada decembrī.

Programmām izstrādātas arī īsās versijas uz pāris lapām kodolīgas informācijas sniegšanai sabiedrībai par katrā projekta rīcības teritorijā plānotajām darbībām, mērķi un to sagaidāmo ietekmi. Programmas bija pieejamas projekta teritorijām tuvākajās pašvaldību bibliotēkās, kā arī tika rīkotas vairākas sabiedriskās apspriedes ar vietējiem iedzīvotājiem Smārdē, Ķemeru un Slampē.

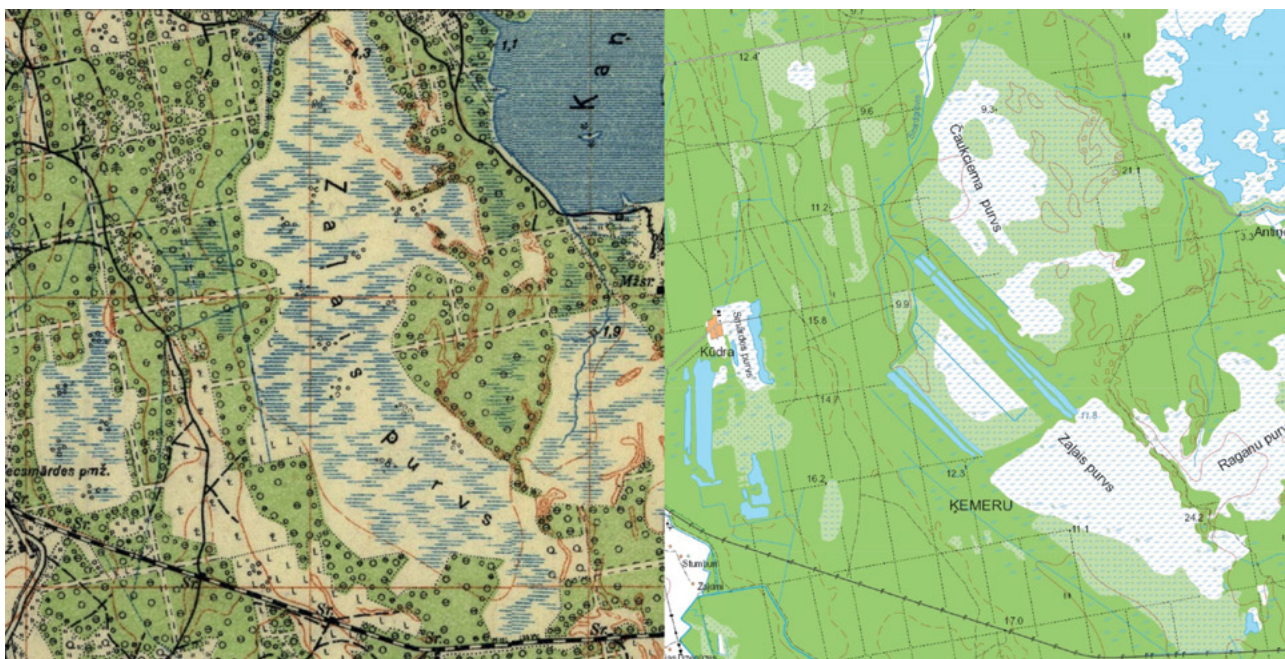
Programmu izstrādē iegūtie rezultāti aplūkoti tālākajās apakšnodaļās, kas veltītas katrai projekta rīcības teritorijai atsevišķi.

Zaļais purvs

Zaļajā purvā 20. gs. 50.–60. gados notika kūdras ieguve aptuveni 100 ha platībā, bet pirms tam purvs, vismaz spriežot pēc kartogrāfiskajiem materiāliem, bijis cilvēka darbības maz ietekmēts (2. attēls).

Kūdras ieguvē izmantoja tā saukto karjeru metodi – kūdra rakta, veidojot karjerus, no kuriem atsūknēja ūdeni. Purva izstrādei reizē ar plaša grāvju tīkla ierīkošanu padziļināja strautu, sauktu par Smirdgrāvi, kas novada purva ūdeņus Sločenes upē. Kūdras ieguve radīja bažas par nevēlamu ietekmi uz sērūdeņradi saturošajiem ūdeņiem Ķemeru apkārtnē, tāpēc 1960. gadā kūdras ieguvi Zaļajā purvā pārtrauca, iekļaujot purvu Ķemeru kūrorta sanitārās aizsardzības zonā. Pamatojums kūdras izstrādes nevēlamajai ietekmei uz sērūdeņražus saturošo minerālūdeņu veidošanos ir saistīts ar to veidošanās specifiku. Sērūdeņražu minerālūdeņu veidošanās ir iespējama apstākļos, kad ar ģipsi bagāti ieži ir aplāti ar kūdras slāni aktīvās ūdens apmaiņas zonā, kurā ir izveidojušie anaerobi apstākļi. Sulfātreducējošo baktēriju klātbūtnē šajā pazemes ūdens slānī veidojas sērūdeņraža savienojumi (Prols 2010). Turpinot kūdras ieguvi Zaļā purva karjeros, anaerobi apstākļi tiktu izjaukti un sērūdeņražu veidošanās apsīktu. Kūdras ieguve atstāja ievērojamas pārmaiņas, radot lielas degradētas platības, kas purvu sadalīja Zaļā purva un Čaukciema purva kupolos (2. attēls).

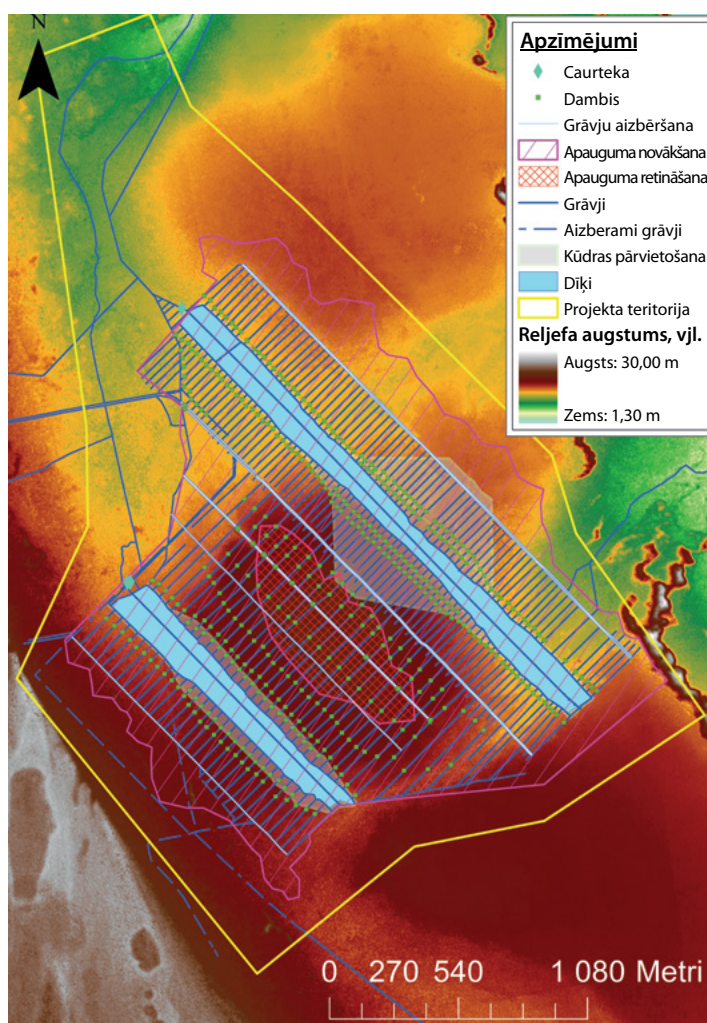
Degradētā Zaļā purva daļa iekļauta HYDROPLAN projekta rīcības teritorijā (3. attēls). Tajā ietilpst divi kūdras karjeri. Lielākā kūdras



2. attēls. Pa kreisi – Zaļais purvs 1928. gada Latvijas armijas galvenā štāba topogrāfiskajā kartē mērogā 1:75000, pa labi – Zaļais purvs 2007. gada Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras topogrāfiskajā kartē mērogā 1:25 000.
Figure 2. Project action territory Zaļais Mire in 1928 (on the left) and in 2007 (on the right). Maps: military topographical map of the Latvian Army at scale 1:75,000 (on the left) and topographical map by the Latvian Geospatial Information Agency at scale 1:25,000.

karjera (turpmāk – Ziemeļu karjers) garums ir 2,35 km un vidējais platums – 120 m, bet mazākā karjera (turpmāk – Dienvidu karjers) garums ir 1,2 km un vidējais platums – 130 metri. Ziemeļu karjeru no abām garākajām malām ieskāva 80 susinātājgrāvju tīkls, kurā katra grāvja garums ziemeļaustrumos no karjera ir 260 m, bet dienvidaustrumos no karjera – 230 metri. Starp grāvjiem bija 30 m atstatums. Savukārt Dienvidu karjeru no abām pusēm ieskāva 32 grāvju tīkls ar 300 m gariem grāvjiem karjera ziemeļaustrumu pusē un 230 m gariem grāvjiem dienvidrietumu pusē. Grāvji bija izvietoti ik pēc 40 metriem. Šo susinātājgrāvju platums sasniedza līdz 0,5 m, bet dziļums bija atkarīgs no grāvja saglabāšanās pakāpes (0,2–1,0 m). Daļa grāvju šķietami ir aizauguši, tomēr tie turpināja nosusināt purvu, ūdeni novadot zem sūnu apauguma slāņa. Relatīvi mazāk degradēts bija apgabals starp karjeriem aptuveni 58 ha platībā, kuru ziemeļaustrumu-dienvidrietumu virzienā šķērsoja 30 susinātājgrāvji ar katra grāvja garumu 370 m, perpendikulāri tiem atradās viens 1,2 km garš savācējgrāvis. Ziemeļu karjera susinātājgrāvju galos paralēli karjeram atradās četri savācējgrāvji, kas bija novietoti blakus pa diviem un savienoja susinātājgrāvju galus. Ap Dienvidu karjeru izvietotajiem susinātājgrāvjiem atradās divi savācējgrāvji, pa vienam katrā karjera pusē. Kopējais grāvju tīkls aptvēra aptuveni 240 ha no purva platības, kas sniega kušanas un lietus ūdeņus no kūdras slāņa virspuses aktīvi novadīja uz karjeriem un no tiem tālāk Smirdgrāvī un Medupītē.

Karjeru ūdens fizikālo īpašību izpēte uzrādīja, ka tam ir paaugstināta elektrovadītspēja (ap 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; tipiskam purva ūdenim raksturīgs ap 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$), kas liecina par gruntsūdeņu pieplūdi ar augstu izšķīdušo minerālvielu daudzumu. Šāds novērojums radīja pamatotas bažas par nelabvēlīgu ietekmi uz sērūdeņražu veidošanos, norādot uz augstu varbūtību, ka karjeros pieplūstošais ar skābekli bagātais ūdens infiltrējas tuvējos sērūdeņražu veidošanās apgabalos. Turklāt



3. attēls. Zaļajā purvā biotopu atjaunošanai izvēlētais optimālā scenārija shematiskais attēlojums. Fona karte: Vides risinājumu institūta virsmas reljefa modelis, 2014.

Figure 3. The scenario selected for hydrological restoration in Zaļais Mire. The symbols in the legend from above: culvert, dam, filling in of ditches, removal of trees and shrubs, selective felling of trees, ditches, ditches to be filled in, relocation of peat, ponds, project area, height above the sea level. Background map: digital terrain model developed by Institute for Environmental Solutions, 2014

gruntsūdeņu pieplūde neļauj karjeru apkārtnē atjaunoties purvu veidošanās procesiem, jo ūdens mineralizācijas pakāpe pārsniedz sfagnu attīstībai vēlamu. Šāds novērojums izskaidro, kāpēc vairāk nekā 50 gadu laikā kopš kūdras izstrādes pārtraukšanas karjeru krastos nav notikusi to aizaugšana ar sfagniem. Degradētajā purva daļā aktīvi notika nevis kūdras akumulācija, kā tas ir raksturīgi dabiskiem augstajiem purviem, bet gan tās sablīvēšanās un sadalīšanās. Par to liecināja ne tikai svārstīgais un pazeminātais gruntsūdens līmenis, bet arī biotopam netipisks augājs, kurā lielās platībās bija novērojami sīkkrūmi, purva kupola apaugums ar priedēm un bērziem, bet

veģetācijā bija maz sfagnu, dzērveņu, raseņu un citu augstajiem purviem raksturīgo augu.

Purva rīcības teritorijā bija sastopami vairāki ES nozīmes aizsargājami biotopi – 9010* *Veci vai dabiski boreālie meži* (26,1 ha), 9080* *Staignāju meži* (13,9 ha), 91D0* *Purvaini meži* (39,1 ha), 7010* *Aktīvi augstie purvi* (47,7 ha) un 7120 *Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās* (337,7 ha).

Lai degradēto augsto purvu varētu atjaunot funkcionējošā stāvoklī, programmā bija nepieciešams izstrādāt scenāriju ar metodēm, kas nodrošinātu gruntsūdens līmeņa stabilizēšanu kūdras masīvā. Turklāt tas darāms, nemainot kūdras karjeru maksimālo ūdens līmeni, lai neapdraudētu sērūdeņraža veidošanos un neradītu applūšanas risku ārpus projekta teritorijas. Scenārijs, kurš programmas izstrādes gaitā tika rekomendēts kā optimālais gan no projekta mērķu sasniegšanas viedokļa, gan finansiālām iespējām, shematiski ir atspoguļots 4. attēlā. No hidroloģiskā viedokļa scenārija izpildes sekmīgs rezultāts nodrošinātu gruntsūdens līmeņa gada svārstības līdz 0,2 m amplitūdai (līdzšinējo 1,2 m vietā). Scenārijs paredzēja sekojošas darbības:

- karjeru ūdens līmeņa saglabāšanu esošajās robežās, lai neradītu straujas izmaiņas vidē un neapdraudētu sērūdeņraža veidošanos;
- savācējgrāvju (karjeram paralēli novietoto grāvju) aizbēršanu 8 km kopgarumā ar to malās esošo kūdras materiālu;
- susinātājgrāvju (mazie grāvīši ik pēc 20–30 m) aizsprostošana ar kūdras aizsprostiem – 450 aizsprostu būve;
- karjeru krastu stāvuma samazināšana, kas nozīmē 5–50 m platumā (atkarībā no vietas īpatnībām) samazināt izstrādātu karjeru krasta stāvumu līdz dabiskam purvam raksturīgam nogāzes slīpumam;
- visu koku izzāgēšana 250 ha platībā, kas pēc biotopu kartējuma atbilst degradētam augstajam purvam un ir aizaudzis ar bērziem, atsevišķām priedēm un eglēm, pieļaujama tikai atsevišķu veco priežu saglabāšana;
- koku apauguma retināšana purva kupola centrā starp izstrādātājiem kūdras karjeriem 50 ha platībā, pieļaujama atsevišķu veco priežu saglabāšana.

Scenārijā ietvertais risinājums bija paredzēts kūdras sadalīšanās un sablīvēšanās mazināšanai

izstrādāto karjeru krastos, kas vienlaikus nodrošinātu vienmērīgāku purva virskārtas mitruma režīmu, sekmētu sfagnu ieviešanos un atvieglotu lielo zīdītāju pārvietošanos. Lielie zīdītāji, piemēram, aļņi un brieži, pārvietojoties var iestīgt staignās vietās, īpaši ar sfagniem apaugušos grāvjos. Scenārija trūkums bija susinātājgrāvju tīkla saglabāšana ap 68 km kopgarumā, starp aizsprostotajiem grāvjiem pirmajos gados veidotos atklātas ūdens virsmas, no kurām iztvaiko ūdens, kavējot purva veģetācijas atjaunošanos līdz brīdim, kad to pamazām pārklātu sfagni un citi purva augi. Tādējādi veidotos slīkšņas, kuras var traucēt lielo zīdītāju un cilvēku pārvietošanos teritorijā. Nepietiekamu finanšu līdzekļu dēļ scenārijs nepieļāva kūdras karjeru daļēju aizbēršanu, noņemot labi sadalījušās kūdras virskārtu aptuveni 65 ha platībā karjeru krastos. Kopumā no hidroloģiskā viedokļa scenārijs nodrošinātu sagaidāmo projekta rezultātu Zaļā purva rīcības teritorijā – samazināt gruntsūdens līmeņa gada svārstības līdz 0,2 m amplitūdai (līdzšinējo 1,2 m vietā), radot apstākļus, lai teritorijā atjaunotos augstajam purvam tipiskā veģetācija.

Hidroģeoloģiskās modelēšanas rezultāti liecināja, ka Zaļā purva teritorijā pēc scenārijā plānoto darbību īstenošanas paredzamas sekojošas pārmaiņas:

- pazemes ūdens līmeņa pieaugums Salaspils horizontā būs mazāks par vienu metru;
- gruntsūdens līmeņa paaugstināšanās būs izteiktāka teritorijas ziemeļu daļā, kur ietekme sniegsies aptuveni viena kilometra rādiusā, aptverot Ziemeļu karjeru;
- gruntsūdens līmeņa paaugstināšana Zaļā purva apkārtnē lokāli novirzīs purva ziemeļrietumu daļā esošo sērūdeņraža veidošanās apgabalu dienvidrietumu virzienā (tuvāk Smirdgrāvim), kur sagaidāms sērūdeņraža koncentrācijas pieaugums par 15 mg/l, sasniedzot aptuveni 55 mg/l, aptuveni 1,5–2 km šaurā joslā.

Hidroģeoloģiskās modelēšanas prognozes apliecināja, ka HYDROPLAN projektā plānotā gruntsūdens līmeņa stabilizēšana neradīs kvartāra un dziļāko ūdens nesošo slāņu mijiedarbības pārmaiņas, neradīs draudus sērūdeņraža veidošanās procesiem un nodrošinās vēlamās hidroloģiskā režīma pārmaiņas purva stāvokļa uzlabošanai. Savukārt virsūdens caurteces un

plūdu modelēšanas rezultāti apliecināja, ka optimālajā scenārijā plānotās darbības neradīs būtiskas caurplūduma izmaiņas. Tomēr vēlamais efekts tiktu sasniegts, jo izveidotie kūdras aizsprosti uz susinātājgrāvjiem un aizbērtie savācējgrāvji, visticamāk, radītu mazāku un sezonā izlīdzinātāku caurplūdumu izstrādātajos karjeros. Sagaidāms, ka pēc atjaunošanas darbiem pavasara palu caurplūdums varētu palielināties par 5,1–5,7%, t. i., par 0,08–0,13 m³/s vairāk. Līdzīgs pieaugums paredzams arī vasaras-rudens palu apmērā, kas skaidrojams ar purva piesātināšanos ar ūdeni pēc atjaunošanas darbu veikšanas. Paredzams, ka virsūdens noteces izmaiņas kopumā izpaudīsies tikai projekta teritorijas robežās, vienīgi ekstremālas sniega kušanas dēļ iespējams neliels applūduma pieaugums Smirdgrāvja un Medupītes augštecē ar varbūtību novērot šādas situācijas reizi 10–20 gados.

Gan hidrogeoloģiskās, gan hidroloģiskās modelēšanas rezultāti apliecināja, ka Zaļajā purvā plānotās darbības saskaņā ar izvēlēto scenāriju nodrošinās projekta mērķu sasniegšanu – gruntsūdens līmeņa stabilizēšanu, turklāt šīs izmaiņas nekādā veidā neskars teritorijai tuvāko privāto zemju īpašnieku platības un apdzīvotās vietas. Sagaidāmā ietekme uz sērūdeņraža veidošanās procesiem pat vērtējama pozitīvi, palielinot to koncentrāciju ar nelielu apgabala novirzi dienvidrietumu virzienā.

Programmā iekļautais vērtējums par paredzamo ietekmi uz teritorijā sastopamajiem purvu un mežu biotopiem kopumā bija pozitīvs un projekta mērķim atbilstošs (Purmalis 2014). Pēc gruntsūdens līmeņa stabilizēšanas, virszemes ūdeņu noteces sezonālās izlīdzināšanās sagaidāma sfagnu seguma atjaunošanās un grīšļu dzimtas augu ieviešanās degradētajā augstajā purvā, kur pirms atjaunošanas dominēja sīkkrūmi. Pirmajos gados pēc atjaunošanas darbu veikšanas staignāju un purvainajos mežos ir iespējama fragmentāra koku kalšana paaugstināta ūdens līmeņa dēļ, kamēr kokaudze pielāgojas dabiskai attīstībai atjaunotā hidroloģiskā režīma apstākļos. Vecos vai dabiskos boreālos mežos nav sagaidāmas veģetācijas pārmaiņas projekta aktivitāšu ietekmē, jo tie atrodas uz reljefa pacēluma. Projekta teritorijā vienīgās īpaši sastopamās augu sugas bija vāļīšu staipekņi *Lycopodium clavatum* un gada staipekņi *L. annotinum*, kuru sastopamība lielās audzēs

augstajos purvos norāda uz nosusināšanas ietekmi, tāpēc šo sugu audžu samazināšanās ir pat vēlama, neskatoties uz to, ka sugas ir aizsargājamas. Programmā iekļauts ieteikums ievērot putnu ligzdošanas sezonu, darbus veicot laika periodā no 1. augusta līdz 15. martam.

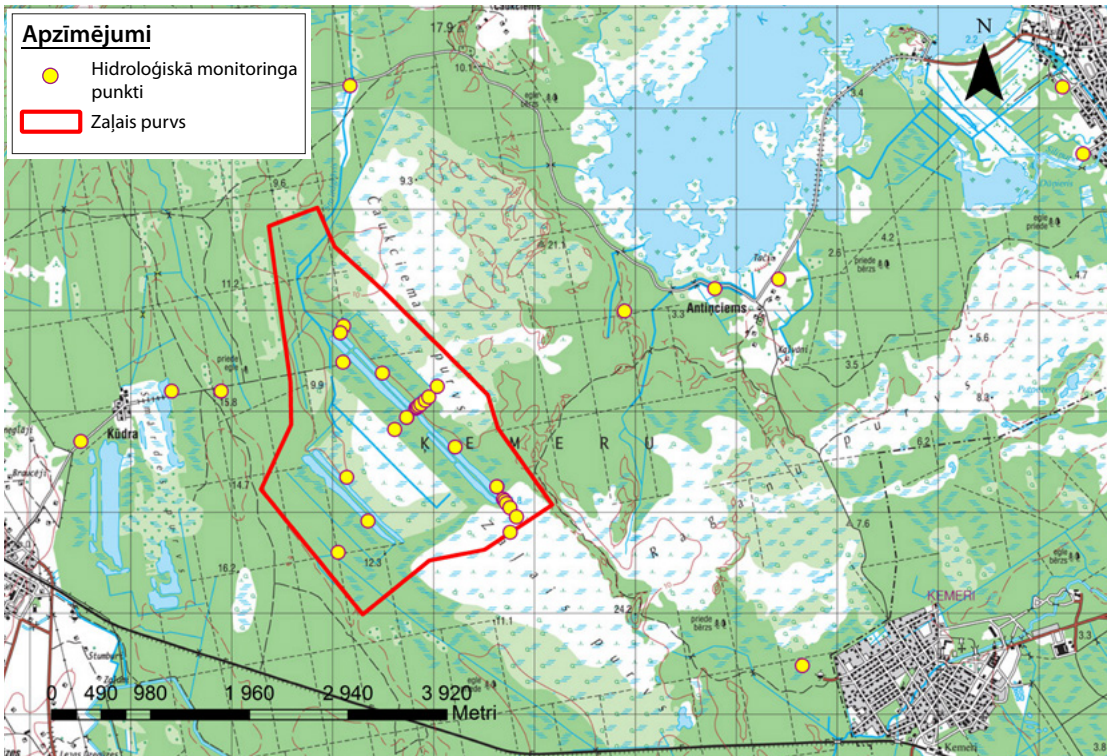
Hidroloģisko monitoringu projekta vajadzībām visās projekta teritorijās uzsāka 2012. gadā. Zaļā purvā teritorija un tā apkārtnē ierīkots 31 urbums gruntsūdens līmeņa svārstību novērtēšanai (4. attēls). Programmas izstrādes laikā tika ieteikts veikt arī virszemes līmeņa un caurplūduma monitoringu trīs vietās – Smirdgrāvī un divos Vēršupītes posmos. Sākotnēji monitoringu veica ar hidroakustisko metodi, mērījumus veicot divas reizes mēnesī. Sākot ar 2013. gadu, hidroakustisko metodi papildināja ar EDDY sistēmu, kas monitoringa datus ievāca automātiski. Atbildīgais par hidroloģiskā monitoringa datu ieguvu projekta laikā bija Oskars Purmalis.

Tika izstrādāta gan purvu, gan mežu veģetācijas monitoringa metodika. Galvenā atšķirība purvu un mežu veģetācijas monitoringa metodikā bija parauglaukumu izmēros. Proti, purvu monitoringa laukumi bija apļa formā ar četru metru diametru, bet mežu – ar 10 m diametru. Veģetācijas monitoringu 2014. un 2015. gadā pēc programmā aprakstītās metodikas veica Rūta Abaja.

Ķemeru tīreļa rietumu malas meži

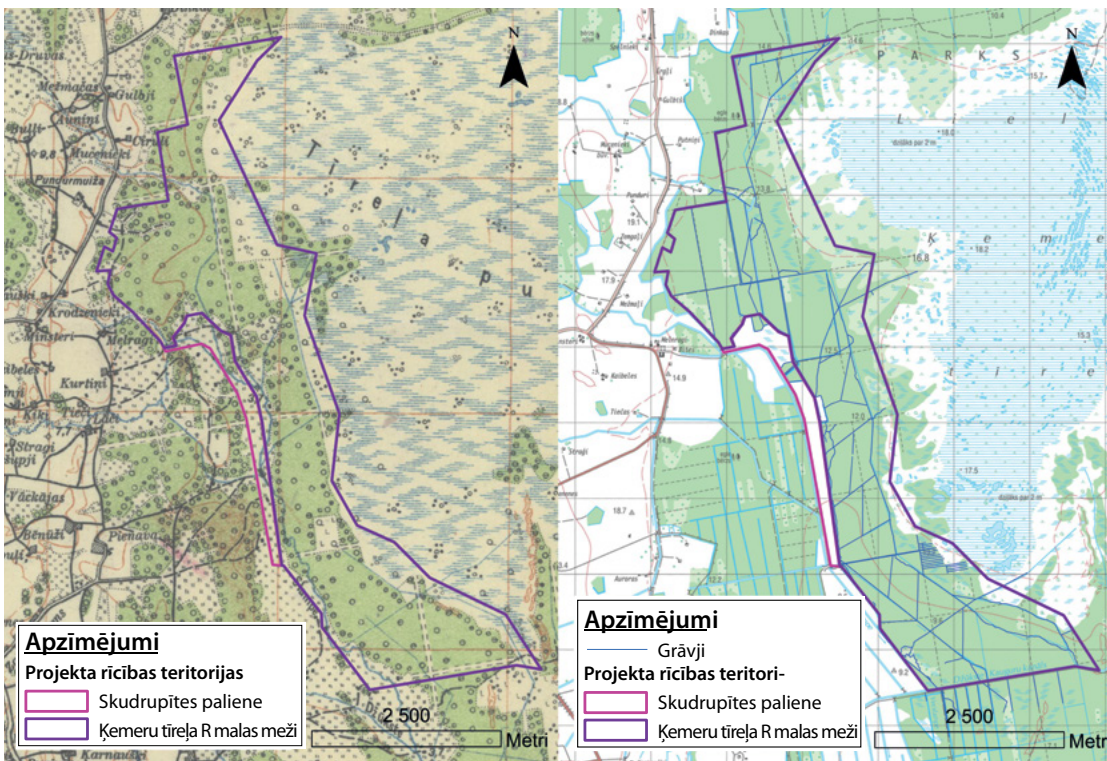
Ķemeru tīreļa rietumu malas meža masīvu var uzskatīt par raksturīgu piemēru mežu un purvu meliorācijas vēsturei Latvijā. Sākotnēji 19. gs. beigās un 20. gs. sākumā veikta neliela mēroga grāvju ierīkošana, lai novadītu liekos ūdeņus no purva malas un pārmitrajām lauksaimniecības zemēm (5. attēls). Šajā laikā grāvjus raka ar rokām, un ierīkotie grāvji bija neliela izmēra. Veica arī dabisko ūdensteču – meža strautu iztaisnošanu un padziļināšanu. Turpmākajos gadu desmitos šajā apvidū līdz 20. gs. 70. gadiem īstenoja lielāka mēroga darbus – upju taisnošanu un lielu platību pielāgošanu intensīvai lauksaimnieciskai ražošanai vai mežkopībai (5. attēls).

Teritorijas lielāko daļu sedz meži – 98% (ap 1130 ha). Nosusināšanas dēļ vairāk nekā puse (55% jeb 525 ha) no mežiem projekta rīcības teritorijā atrodas uz nosusinātām augsnēm. Pārējos gandrīz 40% (379 ha) aizņem meži uz slapjām



4. attēls. Gruntsūdeņu monitoringa punktu izvietojums Zaļajā purvā un tā apkārtnē. Fona karte: Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras 2007. gada topogrāfiskā karte mērogā 1:50 000.

Figure 4. Locations of groundwater monitoring wells in Zaļais Mire and its surroundings. Background map: topographical map by the Latvian Geospatial Information Agency at scale 1:50,000.



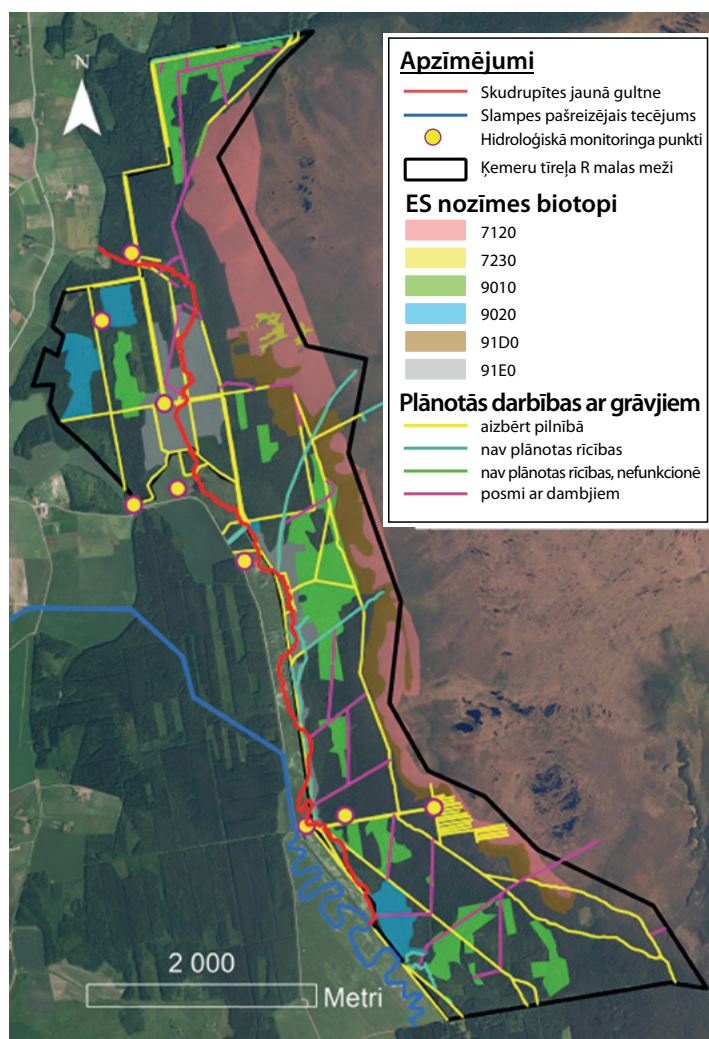
5. attēls. Kēmeru tīreļa rietumu malas meža masīvs. Pa kreisi – Latvijas armijas galvenā štāba 1929. gada topogrāfiskajā kartē, pa labi – Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras 2007. gada topogrāfiskajā kartē.

Figure 5. Project action territory at the western edge of Kēmeru Mire in 1929 (on the left) and in 2007 (on the right). Maps: military topographical map by the Latvian Army at scale 1:75,000 (on the left) and topographical map by the Latvian Geospatial Information Agency at scale 1:50,000.

kūdras vai minerālaugsnēm. Dominējošais mežaudžu vecums pārsniedz 60 gadus, turklāt ievērojama proporcija mežaudžu (27%) pārsniedz 100 gadu vecumu.

Ne visi teritorijā sastopamie pārmitrie biotopi (377 ha) bija klasificējami kā ES nozīmes aizsargājami biotopi, tomēr tiem bija augsts potenciāls tuvāko 20–30 gadu laikā par tādiem attīstīties, ja tiem nodrošinātu atbilstošu mitruma režīmu, kas ir pārveidots nosusināšanas ietekmē. Teritorijā kopumā konstatēti 11 ES aizsargājamo biotopu veidi, no kuriem pieci ir mežu biotopi – purvainie meži, aluviāli krastmalu un palieņu meži, staignāju meži, veci vai dabiski boreāli meži un veci platlapju meži (6. attēls). No kopējās ES nozīmes aizsargājamo biotopu platības 148 ha bija ar būtisku nosusināšanas ietekmi.

Purvaini meži aizņēma 84 ha no teritorijas. Pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas ar laiku paredzama to platību palielināšanās līdz aptuveni 271 hektāram. Ievērojama daļa no purvaino mežu platībām agrāk ir bijušas augstā purva malas, kas apmežojušās nosusināšanas ietekmē. Aluviālie krastmalu un palieņu meži aizņēma 30 ha, bet pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas sagaidāms to platības pieaugums līdz 95 hektāriem. Šī biotopa izplatība aptuveni sakrīt ar Skudrupītes un Slampes upju senajām palienēm. Šie meži bebru aizsprostu dēļ daudzviet bija applūdināti vai ar pastāvīgu gruntsūdens līmeņa paaugstinājumu. Ievērojama daļa no tiem bija sekundārie meži, kas izveidojušies bijušajās lauksaimniecības zemēs. Zemsedzes veģetācija šajos palieņu mežos nebija nostabilizējusies, tajā turpinājās pārmaiņas nosusināšanas vai nesenu applūdinājumu dēļ (Lārmanis 2013). Grāvju sistēma šajos mežos būtiski kavēja dabisku ūdens caurplūdi. Atsevišķās vietās mitruma režīmu audzēs palīdzēja uzturēt bebru aizsprosti, tomēr tie nebija pastāvīgi, turklāt citviet bebru uzplūdinājumi veidoja ilgstoši paaugstinātu ūdens līmeni, kas palieņu mežiem nav raksturīgi. Palieņu mežiem meliorācijas ietekmē bija traucēts viens no būtiskākajiem procesiem, kas nozīmīgs to



6. attēls. Ķemeru tīreļa rietumu malas pārmitro mežu hidroloģiskā režīma atjaunošanai izvēlēta optimālā scenārija shematiskais attēlojums un hidroloģiskā monitoringa punktu izvietojums. Fona karte: Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras ortofotokarte, 2007.

Figure 6. The scenario selected for hydrological restoration at the western edge of Ķemeru Mire. The symbols in the legend from above: new riverbed of Skudrupīte, current riverbed of Skudrupīte, hydrological monitoring wells, the border of project action territory, codes of habitat types (according to the Annex I of Habitats Directive); action proposed on ditches: filling in, no action, no action (the ditch does not function), ditches with dams. Background map: orthophoto by Latvian Geospatial Information Agency, 2007

pastāvēšanai – sezonāla applūšana.

Staignāju mežu kopējā platībā sasniedza 63 ha, bet pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas sagaidāma biotopu platības palielināšanās līdz 76 hektāriem.

Veci vai dabiski boreāli meži aizņēma aptuveni 156 ha, tie visos gadījumos veidojušies uz bijušo slapjainu, purvainu augsnes. Pirms nosusināšanas tie ir bijuši pārmitrie boreāli meži, staignāju vai platlapju meži. Nosusināšanas izraisītās egļu ieviešanās dēļ veģetācija līdzinājās boreālajiem

sausieņu mežiem raksturīgajai zemsedzei, tomēr atsevišķās vietās bija saglabājušās arī agrākās veģetācijas iezīmes. Kūdras sadalīšanās dēļ atbrīvoto barības vielu iesaiste apritē augsni padarījusi auglīgāku, tāpēc šajos mežos ieviesušies platlapju mežiem raksturīgi augi (Lārmanis 2013).

Veci vai dabiski platlapju meži aizņēma aptuveni 46 hektārus. Šajos mežos tika konstatēta nosusināšanas ietekme, kaut arī grāvji ne vienmēr bija šo mežu tiešā tuvumā. Veģetācija tajos bija biotopam raksturīga, izņemot zemākas vietas, kur, novēršot nosusināšanas ietekmi, varētu notikt periodiska applūšana vai paaugstināties gruntsūdens līmenis. Tā rezultātā veģetācija varētu sākt līdzināties palieņu mežu augšajam.

Projekta teritorijā ietilpa apmēram 222 ha degradēta augstā purva. Šajā vietās augsto purvu bija stipri ietekmējusi nosusināšana, tāpēc vietām bija grūti nošķirt tos no purvainiem mežiem. Te bija nepieciešams paaugstināt gruntsūdens līmeni un samazināt tā sezonālo svārstību amplitūdu.

Teritorijā bija sastopamas vairākas īpaši aizsargājamo augu sugas, piemēram, Fuksa dzegužpirkstīte *Dactylorhiza fuchsii*, smaržīgā naktsvijole *Platanthera bifolia*, ciņu mazmeldrs *Trichophorum cespitosum*, palu grīslis *Carex paupercula* un citas. Teritorija bija nozīmīga melnā stārķa *Ciconia nigra*, jūras ērgļa *Haliaeetus albicilla*, mazā ērgļa *Aquila pomarina*, ūpja *Bubo bubo* un apodziņa *Glaucidium passerinum* populācijām.

Ķemeru tīreļa ziemeļrietumu malā ir sastopami īpatnēji kaļķainu sērūdeņu veidoti avotu purvi. Tur izveidojusies kaļķainu zāļu purvu veģetācija un dižās aslapes *Cladium mariscus* audzes, kas atbilst ES nozīmes biotopiem 7230 *Kaļķaini zāļu purvi* un 7210* *Dižās aslapes Cladium mariscus audzes ezeros un purvos*. Kaļķainajos purvos raksturīgs specifisks sugu komplekss ar daudzām reti sastopamām sugām. Plānojot programmā hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbu scenāriju, bija nepieciešamas nodrošināt, ka nosusināšanas ietekmes novēršana neatstās nevēlamu ietekmi uz šiem sēravotu veidotajiem biotopiem.

Lai novērstu meliorācijas sistēmu radīto nosusināšanas ietekmi un bebru nelabvēlīgo ietekmi, programmas izstrādes laikā tika attīstīts optimālais scenārijs (6. attēls). Optimālais scenārijs paredzēja sekojošas darbības:

- grunts aizsprostu ierīkošanu uz mežu susinātājgrāvjiem grāvju kopgarums ir 14 km);

- meža susinātājgrāvju un kvartālstīgu trašu grāvju aizbēršanu (grāvju kopgarums ir 44 km);
- mežaudžu novākšanu vai retināšanu aizaugušajās purva malās, atjaunojot klaju augsto purvu.

Pirms susinātājgrāvju aizbēršanas un aizsprostu ierīkošanas bija jāveic koku izciršana uz grāvju trasēm aptuveni 37 km kopgarumā un apauguma novākšanu uz kvartālstīgām, kuru kopgarums sasniedza aptuveni 13 kilometrus.

Scenārija trūkums bija saistīts ar apstākli, ka ne visus grāvjus varēja pilnībā aizbērt vai aizsprostot. Atsevišķus grāvjus bija jā saglabā, respektējot apkārt esošo zemju īpašnieku intereses. Šo grāvju aizbēršana ietekmētu hidroloģisko režīmu ārpus projekta robežām, kas pārkāptu scenārijam izvirzītos nosacījumus. Kopumā programmā rekomendētais scenārijs sasniedza projekta uzstādītos mērķus, nodrošinot optimālu hidroloģisko režīmu teritorijā esošajiem pārmitrajiem biotopiem, nodrošinot vismaz daļēju palieņu mežu applūšanu pavasarī un būtiski samazinot bebru darbības iespējas. Beбри apdzīvo grāvjus un izmanto tos kā izplatīšanās ceļus, lai nokļūtu jaunās teritorijās. Dažkārt bebru veidotajiem aizsprostojumiem uz grāvjiem ir labvēlīga ietekme uz apkārtējiem biotopiem, atjaunojot tiem raksturīgos mitruma apstākļus. Tomēr nereti bebru darbības rezultātā tiek applūdināti biotopi, kuriem ilgstoši pārmitri apstākļi nav raksturīgi, un rada nelabvēlīgu ietekmi uz biotopu.

Hidroģeoloģiskās modelēšanas rezultāti liecināja, ka, ja gruntsūdens līmenis projekta teritorijā tiktu paaugstināts par vienu metru, ietekme uz gruntsūdens līmeņa pārmaiņām ārpus projekta teritorijas būtu niecīga. Ūdens līmenis galvenokārt paceltos tikai Skudrupītes palienes apkārtnē, nepārsniedzot vienu metru. Modelēšanas rezultāti prognozēja maznozīmīgas pārmaiņas dziļāku pazemes ūdens plūsmu un līmeņu svārstībās. Projekta rīcības teritorijā paredzēto hidroloģiskā režīma pārmaiņu rezultātā nav gaidāmas būtiskas izmaiņas pazemes ūdens plūsmās, kas varētu ietekmēt sērūdeņražu veidošanās procesus zem Ķemeru tīreļa kupola. Pati teritorija kopumā ir maznozīmīga sērūdeņražu veidošanās procesiem, jo tajā neatrodas izteikti to veidošanās apgabali. Modelēšanas rezultāti par virszemes ūdeņu noteci apliecināja, ka Skudrupītes tecējuma renatura-

lizācija nodrošinātu aluviālo krastmalu un palieņu mežiem nepieciešamo applūšanu pavasaros. Teritorijas ziemeļu daļā, kas ietilpst Skudrupītes sateces baseinā, grāvju drenētā platība saruktu par 22,2% (no 25,2 km² uz 19,6 km²) un pavasaru palu maksimālie caurplūdumi samazinātos par 20,5%. Savukārt teritorijas dienviddaļā, kas pieder Slampes upes un Kauguru kanāla sateces baseinam, drenētā teritorija saruktu par 53,7% (no 5,3 km² uz 2,46 km²), bet pavasara palu maksimālie caurplūdumi samazinātos par 65%. Šajā teritorijas daļā būtiski samazinātos caurplūdumi pārējos gadalaikos.

Kopumā programmā iekļautie hidroģeoloģiskās un hidroloģiskās modelēšanas rezultāti apliecināja, ka projektā veiktās darbības saskaņā ar izvēlēto scenāriju nodrošinās vēlamo (Eriņš 2014). Proti, hidroloģiskā režīma pārmaiņas atbilstoši izvēlētajam scenārijam samazinās virszemes ūdeņu noteci, nodrošinot teritorijas mitrāju biotopu pakāpenisku atjaunošanos. Paredzams, ka stabilizēsies gruntsūdens līmenis un samazināsies tā svārstības. Veidosies hidroloģiskā situācija, kas būs līdzīga tai, kāda tā bijusi dabiskajā stāvoklī pirms grāvju ierīkošanas. Aizbērtie grāvji mazinās bebru darbības nevēlamo ietekmi uz teritorijā esošajiem biotopiem. Veiktās darbības netraucēs sērūdeņraža veidošanās procesu zem Ķemeru tīreļa, kas ir teritorijai tuvākais sērūdeņraža veidošanās apgabals. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas ietekme neskars tuvākās apdzīvotās viensētas un privāto īpašnieku zemes. Dažās vietās iespējama neliela gruntsūdens līmeņa paaugstināšanās dažu metru attālumā no projekta robežas par 20–30 cm, taču šīs teritorijas ietilpst ĶNP dabas lieguma zonā un atrodas uz valstij piederošas zemes.

Hidroloģiskā režīma atjaunošana uzlabos nepieciešamos mitruma apstākļus visos teritorijā esošajos pārmitrajos mežu un purvu biotopos. Turklāt tiem pārmitro mežu biotopiem, kurus biotopu kartēšanas laikā nevarēja klasificēt kā ES nozīmes biotopus atbilstoši metodikai (Auniņš (red.) 2010), tuvāko 20–30 gadu laikā ir potenciāls par tādiem attīstīties, iegūstot kopumā aptuveni par 540 ha lielāku šo ES nozīmes biotopu platību. Te sastopamajos ES nozīmes biotopos visdrīzākie uzlabojumi sagaidāmi aluviālajos mežos, kuros sagaidāma applūšana jau tuvākajos pavasaros. Iespējams, visilgāk pārmaiņas noritēs purvainajos mežos, lai tajos atgrieztos biotopam raksturīgā

veģetācija (sfagni, spilves u. c.), kas nomainīs blīvo sīkkrūmu stāvu. Iespējams, ka stabilizētais un paaugstinātais gruntsūdens līmenis vietām izraisīs atsevišķu koku vai koku grupu kalšanu. Taču atmiruši koksne mežos radīs jaunas nišas dažādiem organismiem, palielinot sugu daudzveidību teritorijā. Nav pamata uzskatīt, ka plānotās darbības atstās nelabvēlīgu ietekmi uz teritorijā sastopamajiem kalķaino zāļu purvu biotopiem.

Skudrupītes palienes zālāji un Ķemeru tīreļa rietumu malas teritorijas atrodas blakus, tāpēc tās tika analizētas pēc kopēja hidroloģisko monitoringa urbumu izvietojuma (6. attēls). Daļu mērījumu veica SIA "Venteko" urbumos, kas bija ierīkoti Slampes upes renaturalizācijas projekta (Ķuze u. c. 2008; Priede u. c. 2015) ietekmes novērtēšanai un teritorijā atradās jau pirms HYDROPLAN projekta uzsākšanas. Kopumā gruntsūdens līmeņa mērījumi tika veikti sešos SIA "Venteko" urbumos un piecos VRI papildus ierīkotos urbumos.

Veģetācijas monitoringam tika ierīkoti 20 purva veģetācijas parauglaukumi, kas izvietoti četrās transektēs. Savukārt 24 parauglaukumi, kas bija izvietoti sešās transektēs, ierīkoti mežu biotopu monitoringam. Transektes izvietotas perpendikulāri grāvjiem, kurus pēc programmā izstrādātā optimālā scenārija bija paredzēts aizbērt vai aizsprostot. Bez hidroloģiskā un veģetācijas monitoringa programmā kā papildus jeb ieteicamais monitorings tika iekļauts arī skrejvaboļu monitorings.

Skudrupītes palienes zālāji

Skudrupīte ir Slampes upes lielākā pieteka, kas ir 12 km gara (Zīverts 1998). Skudrupītes sateces baseins aizņem 24,3 kvadrātkilometrus. HYDROPLAN projekta rīcības teritorijām cauri plūda 5,5 km garš Skudrupītes posms, no kura 3,7 km atradās Skudrupītes palienes zālāju rīcības teritorijā. Upes kopējais kritums ir 22,8 m, bet relatīvais kritums uz vienu kilometru – 1,9 m/km, kas atbilst potamāla tipa upei. Dziļums upē nepārsniedza vienu metru, izņemot tās ieteku Slampē. Straumes ātrums nepārsniedz 0,2 m/s (Urtāne 2012b; Miķelsone 2013). Ja arī bijušas, tad Skudrupītei nav saglabājušās dabiskas pietekas. Skudrupītes gada notece ir 0,017 km³, bet gada vidējais noteces slānis ir 220 milimetri. Pavasara palu noteces slānis ar 1% varbūtību ir 180 milimetri. Gada nokrišņu summa Skudrupītes sateces baseinā ir 633 mm, kas noteikta,

izmantojot izolīniju kartes. Programmā tika iekļauti arī Skudrupītes caurplūdumu aprēķini laikā pirms projekta darbību uzsākšanas. Agrāk pārveidotas gultnes atrašanās vietas un meliorācijas rezultātā pārveidota upes profila dēļ Skudrupīte pavasara palos neizgāja no krastiem.

Programmā apkopotā teritorijas meliorācijas vēsture liecināja, ka pirmie meliorācijas darbi Slampes un Skudrupītes (Slampes pietekas) baseinos notika 19. gs. beigās un 20. gs. sākumā. 1911. gada kartē (7. attēls) redzams, ka šajā laikā pašreizējos Skudrupītes palienes zālajos, kas tolaik pareizāk būtu dēvējami par Slampes upes palienes zālājiem, bija samērā maz nosusināti. Daži tolaik ierīkotie grāvji savāca ūdeni no apkārtnes mežiem un purva un novadīja tos Skudrupītē un Slampē. Pirmās nozīmīgās pārmaiņas šo apvidu skāra 1932.–1933. gadā, kad izraka Kauguru kanālu, lai pa īsāko ceļu novadītu Džūkstes un Slampes upju ūdeņus uz Lielupi (Zīverts 1995; Kuze u. c. 2008). Upju taisnošanu, spriežot pēc 1945. gada aerofoto uzņēmumiem, daļēji uzsāka īsi pirms vai drīz pēc Otrā pasaules kara. Precīzi zināms, ka Slampes upe tika iztaisnota 1964. gadā, bet par Skudrupīti šādu ziņu trūkst. Visticamāk, ka Skudrupīti iztaisnoja reizē ar Slampes upes taisnošanu, vai nedaudz pirms vai pēc tam. Topogrāfiskajās kartēs, kas izdotas 20. gs. 60. gados, abas upes ir redzamas iztaisnotas. Nedaudz vēlāk, 1974. gadā, veica Skudrupītes un Slampes pļavu meliorācijas sistēmu rekonstrukciju, tostarp ierīkoja segto drenāžu (Projekts un nodošanas ekspluatācijā lieta Nr. 25835, ZRLP).

Šajā apvidū Slampes upes posmā Dunduru pļavās 2005. gadā īstenoja pirmo upes atlikumošanas projektu Latvijā (Kuze u. c. 2008). Slampes upes renaturalizācija bija atstājusi ietekmi arī uz Skudrupītes hidroloģisko režīmu. Iztaisnotās Skudrupītes pavasara ūdeņi strauji tika novadīti līdz tās ietekai renaturalizētajā, lēnāk tekošajā Slampes upes posmā. Skudrupītes lejtecē pirms ietekas Slampē veidojās ilgstošs applūdums, kura noteci kavēja pārāk maza diametra caurteka Skudrupītes ietekas savienojuma vietā, kā arī nepārdomātā Slampes upes renaturalizācijas ietekme uz Skudrupītes ūdens līmeni tās lejtecē, kurā tas bija paaugstinājies par 0,45–0,9 metriem.

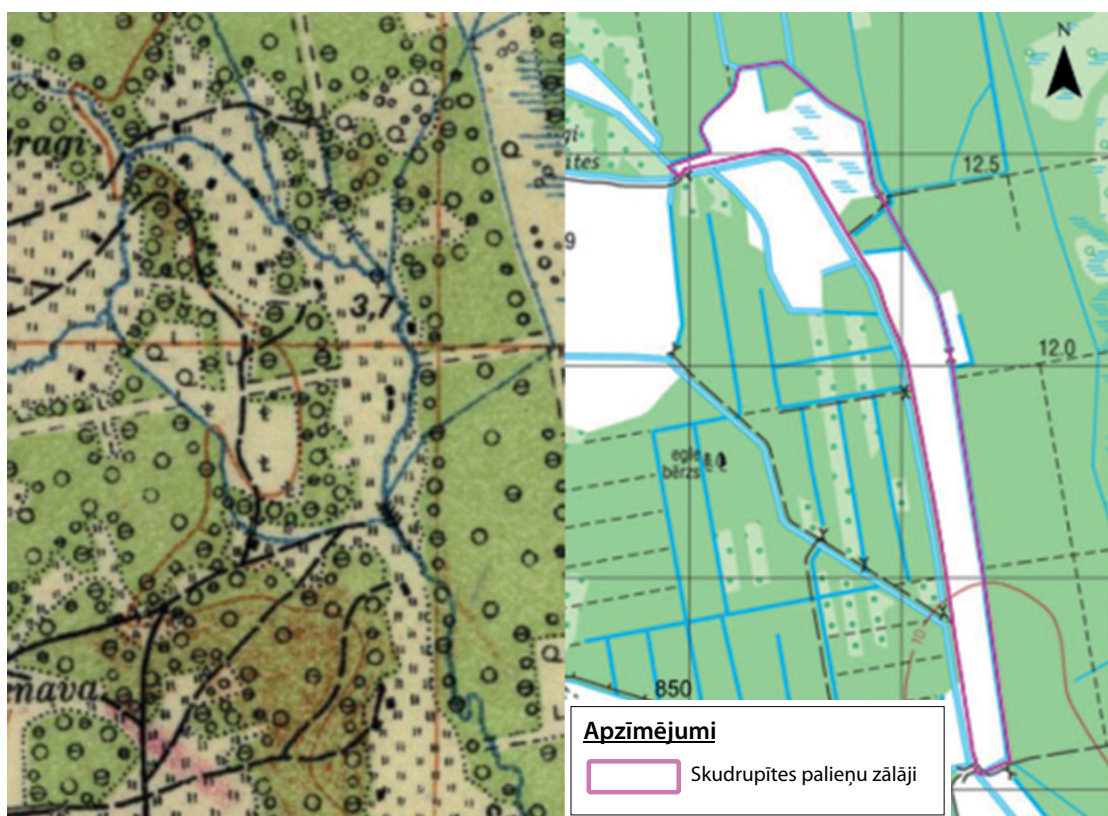
20. gs. beigās pēc būtiskajiem pārveidojumiem iepriekšējos gadu desmitos Skudrupītes palienes pļavas vairs nebija klasificējamas kā

palieņu zālāji teritorijas pārmainītā hidroloģiskā režīma dēļ. Agrākie palienes zālāji vairs pavasara palos neapplūda, izņemot nelielu pļavas daļu pie Skudrupītes ietekas Slampē, kurā pēc Slampes upes renaturalizācijas bija atjaunojusies applūšana. Taču tas bija pastāvīgs applūdums, kurā ūdens saglabājās ilgāk nekā tikai palu laikā, kas ir palieņu zālāju biotopiem neraksturīgi. Pēc upju taisnošanas un palieņu zālāju meliorācijas būtiski pārveidojās apkārtējā ainava. Ainavā vairs nebija izrototi mežmalu, kā tas, spriežot pēc 20. gs. pirmās puses topogrāfiskās kartes (7. attēls), bijis agrāk. Negatīvu ietekmi bija atstājusi ne vien grāvju un segtās drenāžas ierīkošana, bet arī augsnes ielabošana un kultivēšana, kas palielināja zālāja barības vērtību lopbarībai, taču tajā pašā laikā būtiski pārveidoja un pat iznīcināja palieņu zālājiem raksturīgo veģetāciju. Zālajos bija saglabājušās iekultivēta un atmatu zālāja pazīmes, piemēram, tādas sugas kā parastā kamolzāle *Dactylis glomerata*, pļavas timotiņš *Phleum pratense* un ložņu vārpata *Elytrigia repens*. Zālāja kultivēšana un aršana turpinājusies aptuveni līdz 1990. gadam.

1999. gadā teritorijas ziemeļaustrumu daļā bija izveidojies plašs bebru uzplūdinājums. Šajā vietā agrākais zālājs bija pārpurvojies un pārvērties par mozaīkveida slapju augsto grīšļu un niedrāju audzēm, tāpēc šo teritorijas daļu vairs nevarēja uzskatīt par zālāju.

Kopš 2006. gada Skudrupītes zālājus apsaimnieko pļaujot, bet teritorijas ziemeļu daļas zālājā ar pārtraukumiem turpinājusies pļaušana vai govju ganīšana arī pēc 1990. gada. Pateicoties pļaušanai kopš 2006. gada, veģetācija ir dažādojusies – nitrofilu un palieņu zālājam neraksturīgu nedaudzu iekultivēto sugu dominanci pamazām nomainījušas palieņu zālājiem tipiskās sugas, piemēram, ārstniecības baldriāns *Valeriana officinalis*, spožais saulkrēsliņš *Thalictrum lucidum*, dzeltenais saulkrēsliņš *T. flavum*, kā arī vairākas augsto grīšļu *Carex* spp. sugas. Tomēr programmas izstrādes laikā pavasara palu trūkums būtiski kavēja palieņu zālāja atjaunošanos un to nevarēja uzskatīt par ES īpaši aizsargājamas nozīmes biotopu. Palieņu zālāja atjaunošanos kavēja arī zālāja pārpurvošanās pie Skudrupītes ietekas Slampē pastāvīgā applūduma dēļ.

Skudrupītes zālāji ir nozīmīgi vairākām putnu sugām, piemēram, griezei. Programmas izstrādes laikā tika secināts, ka kopš 2004.–2013. gada griežu



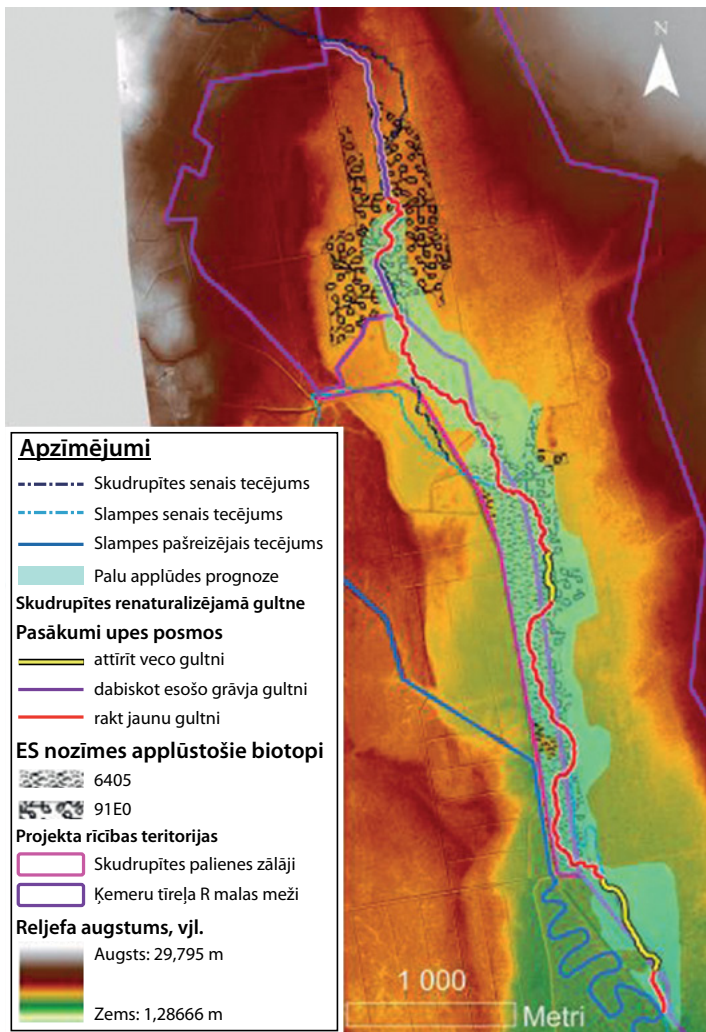
7. attēls. Ķemeru tīreļa rietumu malas meža masīvs. Pa kreisi – Latvijas armijas galvenā štāba 1929. gada topogrāfiskajā kartē, pa labi – Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras 2007. gada topogrāfiskajā kartē.

Figure 7. Project action territory at the western edge of Ķemeri Mire in 1929 (on the left) and in 2007 (on the right). Maps: military topographical map by the Latvian Army at scale 1:75,000 (on the left) and topographical map by the Latvian Geospatial Information Agency at scale 1:50,000.

skaits ir strauji krities. Bebru uzplūdinātā daļa bija nozīmīga īpaši aizsargājamām sugām, piemēram, vistilbei *Lymnocyptes minimus* un ormanītim *Porzana porzana*, tur vienu reizi konstatēts arī ķikuts *Galinago media* (J. Kuze, pers. ziņ.). Atjaunojot Skudrupītes pārplūšanu pavasara palos, teritorija, visticamāk, kļūs nozīmīga arī pavasarī caurceļojošiem putniem, kā tas noticis pēc Slampes upes renaturalizēšanas (Priede u. c. 2015).

Otrs īpaši nozīmīgs biotopa veids, kas saistīts ar Skudrupītes rīcības teritoriju, ir pati upe. Pēc vairākkārtējas iztaisnošanas un teritorijas meliorēšanas upe vairs neatbilda ES biotopa veidam 3260 *Upju straujtecēs un dabiski upju posmi*. Upes tecējums bija traucēts, un vietām ūdens tajā bija stāvošs bebru aizsprostojumu dēļ. Upei bija izveidots nedabisks, taisns garenprofils ar trapeceveida gultnes šķērsgprofilu, pārveidojot to par ūdensnoteku, kas palos nepārplūda. Pēdējo vairāk pusgadsimta laikā, kopš upe iztaisnota, tās gultnē bija uzkrājies biezs (10–20 cm) kūdras un augu detrita slānis. Detrita veidošanos sekmējusi

apkārtnes mežu un pļavu meliorēšana, jo apkārtnes grāvju tīkls reizē ar tajos savāktajiem virszemes ūdeņiem aizvadīja uz Skudrupīti grāvju krastos uzkrātās veģetācijas atliekas no visas Skudrupītes baseina teritorijas lielākā apmērā nekā tas notiktu, upei ūdeni gūstot netraucēti, pakāpeniski infiltrējoties caur augsni un ar virszemes noteci tikai upes tiešā tuvumā. Mākslīgi izveidotais gultnes profils kombinācijā ar barības vielu ieplūdi no sateces baseina un humīnvielām bagātu ūdeni, kas novadīts no purvainajam platībām Skudrupītē, noteica upes krastu seklūdens veģetācijas trūkumu un ūdensaugu un dzīvnieku mazu daudzveidību. Ja agrāk dabiskā Skudrupīte tecēja cauri palieņu zālājiem un aluviālajiem mežiem, šiem biotopiem mijoties gan vienā, gan otrā upes krastā, tad iztaisnotās Skudrupītes vienā krastā bija augstzāļu veģetācija, bet otrā – mežs, kas austrumu krastā veidoja vienveidīgu upes noēnojumu un radīja nelabvēlīgus gaismas apstākļus ūdensaugu veģetācijai. Pārmērīgā noēnojuma un ar humīnvielām bagātā ūdens sastāva un



8. attēls. Skudrupītes palienes zālāju un aluviālo mežu hidroloģiskā režīma atjaunošanai izvēlēta optimālā scenārija attēlojums, salīdzinot ar vēsturisko Slampes un Skudrupītes tecējumu. Reizi desmit gados prognozētais pavasara palu applūdums pēc Skudrupītes renaturalizēšanas. Fona karte: Vides risinājumu institūta virsmas reljefa modelis, 2014.

Figure 8. The scenario for hydrological restoration in Skudrupītes floodplain. The symbols in the legend from above: natural Skudrupīte riverbed in the past, natural Slampe riverbed in the past, current riverbed of River Slampe, the expected inundation; actions proposed: cleaning of the natural riverbed, renaturalisation of the straightened stream, creation of new riverbed; codes of habitat types (according to the Annex I of Habitats Directive); project action territories: Skudrupīte floodplain, western edge of Ķemeru Mire; height above the sea level. Background map: digital terrain model developed by Institute for Environmental Solutions, 2014.

biezā sedimentu slāņa dēļ upē gan seklūdens un dziļūdens, gan piekrastes veģetācija bija izteikti nabadzīga. Arī makrozoobentosa sugu sastāvs bija nabadzīgs un indivīdu skaits upē minēto apstākļu un veģetācijas trūkuma dēļ bija neliels. Pēc bezmugurkaulnieku sugu sastāva secināts, ka Skudrupītē sastopama stāvošiem ūdeņiem un grāvjiem raksturīga, nevis potamālai un dabiskai

upei atbilstoša fauna. Zivju faunas stāvoklis Skudrupītē bija saimnieciski maznozīmīgs un kopumā nabadzīgs (Abaja 2014).

Programmā izstrādātais scenārijs Skudrupītes palienes zālāju hidroloģiskā režīma atjaunošanai paredzēja atjaunot Skudrupītes tecējumu pēc iespējas līdzīgu dabiskajam upes tecējumam, kāds tas bija pirms iztaisnošanas. Tomēr vairāku iemeslu dēļ to nebija iespējams atjaunot pilnā apmērā. Optimālais scenārijs paredzēja Skudrupītes tecējuma atjaunošanu visā Skudrupītes palienes zālāju un Ķemeru tīreļa rīcības teritoriju platībā (8. attēls), sadalot upi 13 posmos, katru ar specializētu darbu veikšanu. Vairums posmu bija paredzēts atjaunot agrākajās Skudrupītes vai Slampes gultnēs, vadoties pēc šo vietu upes parametriem, kādi tie vietām dabā bija saglabājušies. Dabiskā upju sateces vieta atradās aptuveni 2 km uz ziemeļiem nekā šobrīd (8. attēls), tāpēc projekta teritorijas dienvidu daļā Skudrupītes gultnes atjaunošana notika agrākajā Slampes upes gultnē. Atsevišķus upes posmus nācās scenārijā iekļaut kā jaunveidojamus, savukārt dažos citos atstāt upes gultni esošajā vietā, bet veicot tās profila izmaiņas un attīrīšanu, kā arī paredzot koku vai laukakmeņu ievietošanu gultnē.

Viena vieta, kur upes gultni scenārijā nevarēja atjaunot senajā gultnē, bija iepretim autoceļa līkumam, kas pieguļ projekta teritorijai (8. attēls). Šajā posmā upes agrākais (dabiskais) tecējums šķērsotu ceļu un izietu ārpus projekta teritorijas robežām. Otra vieta, kur upes gultni netika plānots atgriezt agrākajā tecējuma vietā, bija pie Skudrupītes ietekas Slampē, kur raksturīga zālāja pārpurvošanās. Šajā vietā reljefa īpatnību, ceļa uzbērums un agrāk veiktās Slampes upes renaturalizēšanas

dēļ nevarētu novērst zālāja pārpurvošanos, tāpēc jauno gultni scenārijā novirzīja citādi. Risinājums piedāvāja atjaunot cauri mežam garāku agrāko Slampes posmu vietā, kur vēsturiskā gultne bija saglabājusies. Tādējādi tika radīta jauna Skudrupītes ieteka renaturalizētajā Slampes gultnē.

Scenārijs kopumā īsteno visus projekta mērķus, lai atjaunotu Skudrupītes palienes zālājus

un tajos mītošo un citu biotopam raksturīgo putnu dzīvotnes, pašai upei kā biotopam un aluviālajiem mežiem, kas atrodas Ķemeru tīreļa rietumu malas mežu rīcības teritorijā (Abaja 2014). Programmā sniegtas rekomendācijās tehniskā projekta izstrādātājiem, detalizēti aprakstot darbus un to veikšanas secību. Norādes tehniskā projekta izstrādei ietvēra arī dažu susinātājgrāvju aizbēršanu Skudrupītes palienes zālāju rīcības teritorijā. Atjaunojot upi tās agrākajā gultnē, bija būtiski agrāko gultni vispirms attīrīt no uzkrātā detrīta, nobīrām un sedimentiem līdz gultnes pamatnei. Programmā piedāvāti ieteicamie upes šķērsprofili vietās, kur upe veido meandrus.

Ņemot vērā teritorijas ziemeļu daļā esošā bebru uzplūdinājuma kā daudzu putnu sugu dzīvotnes nozīmīgo lomu un tā pastāvēšanu jau vai vairāk nekā 15 gadus, Skudrupītes garenprofilu bija jāaplāno tā, lai nezaudētu bebru radītā uzplūdinājuma efektu. Bija būtiski likvidēt visas senāk īstenoto meliorācijas darbu atstātās atbērtnes, kas kavēja palu darbību Skudrupītes krastos. Atsevišķās vietās ieteikts sašaurināt gultni un ievietot upē šķēršļus (koku stubeņus, laukakmeņus), lai veidotos straumes turbulence, kas nodrošinātu upes ūdens bagātināšanos ar skābekli un pašattīrīšanos, uzlabojot upes ekoloģisko kvalitāti.

Hidroģeoloģiskās modelēšanas rezultāti parādīja, ka, paaugstinot gruntsūdens līmeni par vienu metru, ietekme uz pazemes ūdeņu plūsmām ir niecīga. Sagaidāms, ka gruntsūdens līmenis paaugstināsies tikai vietām, ne vairāk kā par vienu metru. Ārpus projekta teritorijas tas saglabājas līdzšinējā līmenī. Dziļo pazemes ūdeņu plūsmas un līmeņa svārstības ir vēl nenozīmīgākas (līdz 7 cm). Paredzamās gruntsūdens līmeņa izmaiņas nesniedz līdz purva kupolam, tāpēc secināms, ka hidroloģiskā režīma atjaunošana Skudrupītes palienes zālajos neietekmēs sērūdeņraža veidošanās procesus zem Ķemeru tīreļa kupola. Virszemes ūdens noteces modelis (8. attēls) apliecināja, ka Skudrupītes palienes zālajos pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas atkal sagaidāmi pavasara pali, tostarp Skudrupītei piegulošo aluviālo mežu applūšana palu laikā. Pali neskars teritorijas ārpus projekta teritorijas robežām, izņemot mijiedarbību ar Slampes upes palēm Dunduru pļavās.

Kopumā programmā rekomendētais scenārijs un hidroloģiskās modelēšanas rezultāti liecināja,

ka projekta teritorijā īstenotā hidroloģiskā režīma atjaunošana neatstās ietekmi uz saimniecisko darbību ārpus projekta teritorijas.

Sagaidāms, ka pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas, pateicoties pavasara palēm un ekstensīvai zālāju apsaimniekošanai, ierīkojot ganības taurgovīm un *Konik polski* šķirnes zirgiem, teritorijā pakāpeniski veidosies palieņu zālājiem raksturīgā veģetācijas struktūra un sugu sastāvs. Tuvāko 2–3 gadu laikā pēc atjaunošanas darbiem sagaidāma griežu ligzdošanas un barošanās apstākļu uzlabošanās. Barošanās apstākļi uzlabosies arī citām putnu sugām, tostarp mazajam ērglim un melnajam stārķim. Pastāv liela iespējamība, ka pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbiem izveidosies ķikutu ligzdošanai piemērots mikroreljefs. Ja izveidosies ķikutu riests, tā būtu uzskatāma par izcili veiksmīgas palieņu zālāju atjaunošanas pazīmi, jo ķikuti riesto tikai augstas kvalitātes palieņu zālajos (Auniņš 2001). Palielinot palos applūstošo platību, Skudrupītes un Slampes upes palieņu zālāji, visticamāk, kļūs par vēl nozīmīgāku putnu koncentrēšanās vietu pavasara migrāciju periodā nekā pirms projekta īstenošanas.

Atlikumotā Skudrupīte plūst gan cauri zālājiem, gan mežiem, kas nodrošina optimālus noēnojuma apstākļus, neļaujot upē masveidā savairoties zaļajģēm un ūdensziediem *Lemna* spp. Programmā ieteikts veidot gultnes šķērsprofilus ar atšķirīgu krasta nogāžu slīpumu, kas radījis apstākļus daudzveidīgas makrofītu veģetācijas attīstībai. Kopumā šie apstākļi ar laiku, iespējams, uzlabos Skudrupītes stāvokli, lai to varētu klasificēt kā ES nozīmes biotopu 3260 *Straujteces un dabiski upju posmi* ar daudzveidīgu makrofītu veģetāciju un bentisko organismu sabiedrību, kā arī lielāku zivju sugu daudzveidību nekā pirms projekta. Sagaidāms, ka atjaunoto pavasara palu ietekmē Skudrupītes zālajos un apkārtnes palieņu mežos izgulsnēsies organisko sanesu materiāls, kas mazinās sedimentācijas procesus upē un uzlabos Skudrupītes dabisko pašattīrīšanos. Iespējams, grāvju aizsprostošana un aizbēršana uzlabos Skudrupītes ūdens dzidrību, mazinot purvaino, humīnvielām bagāto ūdeņu pieplūdi. Ūdens dzidrības uzlabošanās veicinātu Skudrupītes atjaunošanos par minēto ES nozīmes biotopu.

Hidroloģiskais monitorings pēc projektā izstrādātās vienotās metodikas Skudrupītes

palienes zālāju teritorijā veikts deviņos gruntsūdens līmeņa mērījumu urbumos (6. attēls). Veģetācijas monitorings Skudrupītes zālajos uzsākts 2013. gadā. Veģetācijas izmaiņas novērtētas 29 parauglaukumos, 13 no tiem ierīkoti HYDROPLAN projekta laikā un izvietoti divās transektēs. Pārējos tika turpināti 2003. un 2008. gadā aizsākto ikgadējo zālāju monitoringu. Apļveida parauglaukumu diametrs zālajos bija divi metri, un tajos uzskaitītas visas sastopamās vaskulāro augu sugas. Programmā ir iekļauta arī Skudrupītes bentisko organismu monitoringa metodika. Griežu uzskaitē teritorijā īstenota katru gadu kopš 2004. gada – uzskaites metodika ir iekļauta Skudrupītes palieņu zālāju programmā.

Diskusija

Pēdējos gados Latvijā jau vairākos īstenotajos LIFE programmas projektos, kas saistīti ar hidroloģiskā režīma atjaunošanu, izstrādāti projekta teritorijas apsaimniekošanas plāni (LIFE+ projekts “Prioritāro mitrāju biotopu aizsardzība un apsaimniekošana Latvija”, LIFE13 NAT/LV/000578, MITRĀJI) vai atjaunošanas programmas (LIFE+ projekts “Meža biotopu atjaunošana Gaujas Nacionālajā parkā”, LIFE10 NAT/LV/000159, FOR-REST). Apsaimniekošanas plāns un atjaunošanas programma pēc satura ir līdzīgi un apraksta teritorijas stāvokli pirms projektā iecerētajām darbībām, sniedzot pamatojumu to veikšanai, norāda normatīvos aktus, kas saistoši iecerēto darbību īstenošanai, uzskaita un izskaidro biotopu stāvokļa uzlabošanai veicamās darbības. Gadījumos, kas saistīti ar hidroloģiskā režīma atjaunošanu, programmās vai plānos ietver arī hidroloģisko modelēšanu (van Winder et al. 2011; Abaja, Andrušaitis 2016).

HYDROPLAN projektā izstrādātās hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmas no pārējām pēdējos gados izstrādātajām programmām un plāniem atšķiras ar vairāku scenāriju iekļaušanu. Citas līdz šim izstrādātās programmas un plāni aplūko vienu projekta īstenojamu izcerēto variantu jeb scenāriju vēlamā stāvokļa sasniegšanai. HYDROPLAN projektā scenāriju izstrāde iekļauta programmās, lai atspoguļotu rūpīgi izsvērtu un projekta budžetam un mērķiem atbilstošāko hidroloģiskā režīma atjaunošanas risinājuma izvēli un gaitu, kā pie tā pamatoti nonākt.

Galvenais iemesls vairāku scenāriju izstrādei bija nepieciešamība analizēt situācijas un rast problēmu risinājumus katrā no projekta rīcības teritorijām, ņemot vērā dažādās iespējas un metodes, kā sasniegt projekta mērķi, lai izvēlētos reālajām iespējām atbilstošāko. Šādu scenāriju izstrāde ir laikietilpīga, jo prasa dažādu ekspertu iesaistīšanu un to viedokļu un argumentu salāgošanu, turklāt nepieciešama izmaksu izpēte, lai izvēlēta scenārija iekļaušanos projektam atvēlētajā budžetā. Tomēr scenāriju izstrādes process kopumā sniedz argumentētu rezultātu un pārliecinošas atbildes gan projekta sabiedriskajās apspriešanās, gan situācijā, kad tiek pieprasīts ietekmes uz vidi novērtējums, kā tas notika HYDROPLAN projektā.

Būtiska programmu izstrādes fāze ir informācijas un datu ieguve par stāvokli projekta teritorijā. Jo pilnvērtīgāka informācija par esošo stāvokli un pārmaiņām tiek iegūta, jo situācijai atbilstošāks ir programmā piedāvātais risinājums un argumentētāks pamatojums katras darbības veikšanai. Sevišķi būtiska ir teritorijas vēstures izpētes un dažādos laikos sagatavotu karšu iegūšana, kas ļauj rekonstruēt darbības un to secību, kas pagātnē ietekmējušas konkrēto vietu un tur sastopamos biotopus un sugas. Sevišķi svarīgi ir iegūt vēsturiskos meliorācijas plānus, kas ir ļoti nozīmīgi situācijas izprašanā – tie atrodami, piemēram, Latvijas Lauksaimniecības muzeja krājumā.

Biotopu pašreizējā stāvokļa novērtēšanai būtiski piesaistīt sertificētu biotopu ekspertu, kurš veic biotopu kartēšanu un to stāvokļu novērtēšanu, sniedzot rekomendācijas, kā sekmīgāk atjaunot vēlamo stāvokli, kā arī citus pieredzējušus ekspertus, kas var sniegt novērtējumu par citām dabas vērtībām un resursiem teritorijā.

VRI piegādātie augstas izšķirtspējas attālās izpētes dati gan šajā projektā, gan LIFE+ FOR-REST projektā būtiski atviegloja biotopu eksperta darbu, programmu izstrādi un hidroloģisko modelēšanu. Īpaši noderīgi bija LiDAR aerolāzersensora dati, kas sniedz precīzu teritorijas zemes virsmas reljefu un ļauj atpazīt grāvjus un ūdensteces. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas darbos šie dati kalpo kā precīza modeļa izstrādes pamatinformācija, lai pēc tam novērtētu paveikto darbu efektivitāti. Piemēram, šajā projektā LiDAR datus izmantoja Skudrupītes palu applūsuma apmēru aprēķināšanai un virsūdeņu noteces un virsējo gruntsūdeņu

izmaiņu modelēšanai visās projekta rīcības teritorijās. Vienlaikus šāda modelēšana sniedza arī atbildi, vai hidroloģiskā režīma atjaunošanas ietekme skars tikai projekta teritoriju vai sniegsies ārpus tās. LIFE+ FOR-REST projekta pieredze liecina, ka LiDAR lāzersensoru dati var būtiski atvieglot hidroloģiskā režīma atjaunošanas tehniskā projekta izstrādātāju darbu (Abaja, Andrušaitis 2016). Šo datu pielietojums kopā ar ievāktiem hiperspektrālo attēlu datiem paver plašas iespējas gan biotopu kartēšanā, gan to stāvokļu novērtēšanā (Turner et al. 2003; Baldeck, Asner 2013; Eriņš u. c. 2016). Ar aviāciju ievākti dati biotopu atjaunošanai un apsaimniekošanai ir piemērotāki nekā satelītdati, kuriem, salīdzinot ar aviāciju ievāktiem datiem (izšķirtspēja 0,05–0,5 m), ir daudz zemāka telpiskā izšķirtspēja (10–20 m).

Virsjējo gruntsūdeņu un virsūdeņu noteces hidroloģiskā modelēšana ir sevišķi būtiska hidroloģiskā režīma atjaunošanas projektos. Šādos projektos vēlams iekļaut arī datu ieguvu, izmantojot aerolāzerskenēšanu, ja šādi dati teritorijai nav jau pieejami.

HYDROPLAN projekts izceļas arī ar hidroģeoloģisko modelēšanu ĶNP specifikas dēļ, jo šī teritorija ir Latvijā nozīmīgākā sulfīdus saturošo minerālūdeņu veidošanās vieta (Prols 2010). Jebkādas nozīmīgākas hidroloģiskā režīma

pārmaiņas, kas saistītas ar cilvēka darbības ietekmi, ĶNP teritorijā, īpaši Ķemeru tīreļa un Ķemeru un Jaunķemeru apkārtnē, nepieciešams analizēt kontekstā ar iespējamo ietekmi uz sērūdeņraža minerālūdeņu veidošanās procesiem. Hidroģeoloģiskā modelēšana ir piemērotākā metode projekta darbību potenciālās ietekmes novērtēšanai. Tā tika īstenota arī 2005. gadā, kad ĶNP teritorijā paaugstināja ūdens līmeni bijušajā kūdras ieguves vietā Ķemeru tīreļa ziemeļaustrumu malā (PAIC 2005; Ķuze, Priede 2008). Citviet Latvijā, visticamāk, nav nepieciešams veikt un hidroloģiskā režīma atjaunošanas programmās ietvert hidroģeoloģisko modelēšanu, lai noteiktu potenciālo ietekmi uz sērūdeņražu minerālūdeņiem.

Šī projekta ietvaros atjaunošanas programmas efektīvi tika izmantotas sabiedrības informēšanai par projektā plānotajām darbībām. Programmas ir nozīmīgs instruments komunikācijā ar sabiedrību, sniedzot pamatotu informāciju, kas ir sevišķi būtiska dabas aizsardzības un atjaunošanas projektos, kuros dabas aizsardzības intereses bieži nonāk konfliktā ar vietējām politiskajām, ekonomiskajām un sabiedriskajām interesēm. Viens no šādu projektu ilgtermiņa uzdevumiem ir ieinteresēt sabiedrību kļūt par dabas aizsardzības sastāvdaļu (Salna, Daģis 2007; Pabērza 2016).

Literatūra

- Abaja R. 2014. Hidroloģiskā režīma un palieņu zālāju atjaunošana Skudrupītes palieņu pļavās – griežu ligzdošanas teritorijā. Vides risinājumu institūts, 109 lpp.
- Abaja R., Andrušaitis A. 2016. Purvaino mežu hidroloģiskā režīma atjaunošana ĶNP dabas lieguma zonā "Gulbjusalas purvā". Grām.: Cinate K., Lārmanis V., Pikšena I. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā: meži. SIA "Masterprint", Rīga, 27.–38. lpp.
- Anon. 2013a. Conservation status of species and habitats. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Latvia, assessment 2007–2012 (2013), European Commission, <http://cdr.eionet.europa.eu/lv/eu/art17/envuc1kdw>.
- Auniņš A. 2001. Ķikuta populācijas teritoriālais izvietojums, skaits un biotopa izvēle Latvijā: patreizējā situācija (1999–2001) un vēsturiskā informācija. Putni dabā, 1. pielikums: 4–12.
- Auniņš (red.) A. 2010. Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 320 lpp.
- Baldeck C. A., Asner G. P. 2013. Estimating vegetation beta diversity from airborne imaging spectroscopy and unsupervised clustering. *Remote Sensing* 5 (5): 2057–2071.
- BISE 2017. Wetlands. Biodiversity Information System of Europe, <http://biodiversity.europa.eu/topics/ecosystems-and-habitats/wetlands>
- Cowx I. G., Welcomme R. L. (Eds.) 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Blackwells, Oxford, 268 pp.
- DAP 2002. Ķemeru nacionālā parka dabas aizsardzības plāns. AS Carl Bro, 180 lpp.
- Eiropas Savienība 2011. ES Bioloģiskās daudzveidības stratēģija laikposmam līdz 2020. gadam. Eiropas Komisija, 6 lpp.

- European Environment Agency 2012. Conservation status of habitat types of European Union interest in wetland ecosystems, <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/conservation-status-of-habitat-types-4>
- Eriņš G. 2014. Hidroloģiskā režīma atjaunošana pārmitrajos mežos Lielā Ķemeru tīreļa rietumu malā. Vides risinājumu institūts, 87 lpp.
- Eriņš G., Jakovels D., Taškova J., Filipovs J. 2016. Attālās izpētes datu pielietojums īpaši aizsargājamo biotopu stāvokļa novērtējumam un apsaimniekošanas plānošanai. Grām.: Cinate K., Lārmanis V., Pikšena I. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā: meži. SIA "Masterprint", Rīga, 61.–66. lpp.
- Handa I. T., Harmsen R., Jefferies R. L. 2002. Patterns of vegetation change and the recovery potential of degraded areas in a coastal marsh system of the Hudson Bay lowlands. *Journal of Ecology* 90 (1): 86–99.
- Jakovels D., Filipovs J., Eriņš G., Taskovs J. 2014. Airborne hyperspectral imaging in the visible-to-mid wave infrared spectral range by fusing three spectral sensors. *Proceedings SPIE* 9245, 92450P.
- Laine J., Vasander H., Laiho R. 1995. Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in southern Finland. *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.
- Ķemeru nacionālā parka likums, www.likumi.lv.
- Ķuze J., Priede A. 2008. Ūdens līmeņa paaugstināšana meliorācijas ietekmētajās Ķemeru tīreļa daļās: paņēmieni un pirmie rezultāti. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 132.–141. lpp.
- Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienu režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45.–55. lpp.
- Lārmanis V. 2013. Mežu biotopi. Grām.: Auniņš A. (red.) 2013. Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 257.–308. lpp.
- Målson K., Backeus I., Rydin H. 2008. Long-term effect of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science* 11: 99–106.
- Nicol S. J., Leischke J. A., Lyon J. P., Hughes V. 2004. Restoring structural woody habitat in the River Murray. *Rivers* 10: 50–62.
- Pabērza I. 2016. Krīzes komunikācija dabas aizsardzībā. Sabiedrības informēšanas Gaujas Nacionālā parka projektā FOR-REST. Kontrolētās dedzināšanas gadījums. Grām.: Cinate K., Lārmanis V., Pikšena I. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā: meži. SIA "Masterprint", Rīga, 61.–66. lpp.
- PAIC 2005. Lielā Ķemeru tīreļa ZA daļas hidroloģiskā režīma atjaunošanas ietekme uz sērūdeņu resursiem. Procesu analīzes un izpētes centrs, Rīga, 35 lpp.
- Priede A., Urtāne L., Ķuze J. 2015. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas, plaušanas un noganīšanas rezultāti Ķemeru Nacionālajā parka Dundurplavās. Grām.: Upju palienu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dvieta” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 95.–111. lpp.
- Prols J. 2010. Sulfidus saturošu pazemes ūdeņu ģenēze. Promocijas darbs. Rīga, Latvijas Universitāte, 143 lpp.
- Purmalis O. 2014. Augstā purva biotopa atjaunošana Zaļā purva teritorijā. Vides risinājumu institūts, 99 lpp.
- Salna I., Daģis G. 2007. Sabiedrības iesaistīšana dabas daudzveidības saglabāšanai Natura 2000. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 11 lpp.
- Silva J. P., Phillips L., Jones W., Eldridge J., O'Hara E. 2007. LIFE and Europe's wetlands. Restoring a vital ecosystem. European Communities, 68 pp.
- Šnore A. 2004. Kūdra Latvijā. Latvijas Kūdras ražotāju asociācija, Rīga.
- Turner K. 1991. Economics and wetland management. *Ambio* 20: 59–63.
- Turner W., Spector S., Gardiner N., Fladeland M., Sterling E., Steininger M. 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 18 (6): 306–314.
- Van Winder A., Lennartz L., Willems D. 2011. Dvieta river restoration. Restoring Corncrake habitat. ARK Nature, 51 pp.
- Zīverts A. 1995. Kauguru kanāls. Latvijas Daba, Latvijas Enciklopēdija, 2. sējums. Preses nams, Rīga, 234. lpp.
- Zīverts A. 1998. Slampe. Latvijas Daba, Latvijas Enciklopēdija, 5. sējums. Preses nams, Rīga, 116. lpp.
- Wetlands International, <https://www.wetlands.org/wetlands/>.

SUMMARY

Development of Hydrological Restoration Programmes for Wetland Ecosystems in Ķemeri National Park

Wetlands are among the most diverse, most productive and also among the most threatened ecosystems on the Earth. In Latvia, the wetland area has declined, mostly due to drainage, especially during the last five to six decades. Ķemeri National Park hosts large areas of various wetland types being one of the richest protected nature areas in terms of wetland areas and diversity in Latvia. To ensure favourable conservation status of wetland habitats in the national park, they should be maintained in adequate functional and protective state.

The project “Restoring the hydrological regime of Ķemeri National Park” (LIFE10 NAT/LV/000160, HYDROPLAN), funded by European Union’s LIFE programme, was aimed at restoring the hydrological regime of raised bogs, wet forests and floodplain grasslands. The Institute for Environmental Solutions has developed hydrological restoration programmes for three project action territories.

The programmes include detailed inventories of the conservation status of wetland habitats in the target areas, causes of their degradation and provide solutions for their restoration accounting for time and financial limitations.

For the first time in Latvia, the habitat restoration programmes, comparing with the previous habitat restoration projects, included several alternative scenarios with solutions for hydrological restoration. Development of the programmes involved hydrological and hydrogeological modelling, development of habitat-specific monitoring methodologies, studies of drainage history in all action territories and suggestions with comprehensive solutions for solving drainage-caused problems. The solutions provided can be applicable also in further wetland restoration planning and help to structure similar restoration programmes for other areas.

Key words: floodplain grasslands, wet forests, raised bog, restoration scenarios, hydrological modelling, remote sensing, history of habitat dynamics.

Zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas pieredze Ķemeru Nacionālajā parkā

AGNESE PRIEDE¹, ANDIS LIEPA²

¹Dabas aizsardzības pārvalde, Meža māja, Jūrmala, LV-2012, agnese.priede@hotmail.com,

²Ķemeru Nacionālā parka fonds, Meža māja, Jūrmala, LV-2012, andis@kemerunacionalaisparks.lv

Kopsavilkums

Šī raksta mērķis bija apkopot bijušās Ķemeru Nacionālā parka administrācijas un Ķemeru Nacionālā parka fonda uzkrāto zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas pieredzi Ķemeru Nacionālajā parkā laika posmā no 2004. līdz 2016. gadam. Izvērtēti gan panākumi, gan grūtības, ar kurām šo gadu laikā nācies saskarties.

Viena no Ķemeru Nacionālā parka īpatnībām, kas šajā gadījumā vērtējama kā priekšrocība, ir lielais valstij piederošo zemju īpatsvars. Tas, atšķirībā no tām īpaši aizsargājamām dabas teritorijām, kur zālāji sadrumstaloti daudzās dažādiem īpašniekiem piederošās zemes vienībās, ļāvis plānot apsaimniekošanas prioritātes visas teritorijas mērogā un tās pakāpeniski un mērķtiecīgi īstenot. Pašlaik valstij piederošās zemes ar zālājiem aizņem ~450 hektārus. Kopā zālāji Ķemeru Nacionālajā parkā aizņem >1000 hektārus. 2016. gadā 420 ha apsaimniekoja nevalstiska organizācija Ķemeru Nacionālā parka fonds, kas

īsteno gan pļaušanu, gan uztur divas lielas ganību teritorijas.

Zālāju apsaimniekošanai tiek izmantoti galvenokārt lauku atbalsta maksājumi, bet aizaugušu zālāju atjaunošanai – vairāku projektu ietvaros (Eiropas Savienības LIFE programma, Latvijas Vides aizsardzības fonds) piesaistītais finansējums. Aizaugušo zālāju atjaunošanu sekmeja zemes valsts īpašuma statuss, lai gan arī vairāki pļavu privātīpašnieki deva piekrišanu atjaunošanas darbiem un turpmākai apsaimniekošanai.

Ķemeru Nacionālā parka zālāju apsaimniekošanas – gan biotopu atjaunošanas, gan regulāras kopšanas – pieredze un apsaimniekošanas modelis ir izmantojama arī citās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, lai nodrošinātu ilgtspējīgu zālāju pastāvēšanu un ar zālājiem saistīto dabas vērtību saglabāšanu.

Atslēgas vārdi: apsaimniekošanas modelis, biotopu atjaunošana, frēzēšana, hidroloģiskas pārmaiņas, īpašuma forma, noganīšana, pļaušana.

Ievads

Mūsdienu Eiropā dabiskie zālāji kļuvuši par vienu no apdraudētākajiem un straujāk izzūdošajiem ekosistēmu veidiem. Dabiskie zālāji ir sugām bagātākās ekosistēmas Eiropā – te sastopama liela sugu daudzveidība (Pärtel et al. 2005), taču vienlaikus tie pieder trauslākajiem un nepastāvīgākajiem biotopiem, jo lielākā daļa zālāju Eiropā, tostarp Latvijā, veidojušies, attīstījušies un pastāvējuši ciešā mijiedarbībā ar cilvēku un nespēj bez tā līdzdalības pastāvēt.

Dabisko zālāju platību samazināšanās saistīta galvenokārt ar sociālekonomiskiem faktoriem – cilvēku dzīvesveida pārmaiņām, lauksaimniecības intensifikāciju un lielražošanas attīstību tradicionālā dzīvesveida vietā. Galvenie dabisko zālāju izzušanas

iesmesli Latvijā ir pamešana un neapsaimniekošana, kas noved pie aizaugšanas ar mežu, kā arī zemes lietojumu veidu pārmaiņas, pārveidojot agrākos dabiskos zālājus aramzemēs, tos iekultivējot, apbūvējot vai apmežojot. Pēdējā gadu desmitā pie dabisko zālāju degradācijas iemesliem pieskaitāma arī nepareiza apsaimniekošana – nopļautās zāles smalcināšana un atstāšana uz vietas, kas it kā tika darīts zālāju un to daudzveidības saglabāšanai, tomēr faktiski radījusi gluži pretēju efektu – novedusi pie zālāju degradācijas.

20. gs. 90. gadu beigās un 21. gs. sākumā dabisko zālāju stāvoklis Latvijā vēl bija relatīvi labs, lai arī to platības, salīdzinot ar 20. gs. pirmo pusi, bija ievērojami sarukušas (Rūsiņa 2013b).

Tas vismaz attiecināms uz vietām, kur tie nebija iznīcināti, pārveidojot citā zemes lietojuma veidā. Tātad relatīvi labā stāvoklī vēl bija arī nesen pamestās pļavas un ganības īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, no kurām lielākā daļa 2004. gadā tika iekļautas Eiropas nozīmes aizsargājamo dabas teritoriju tīklā Natura 2000. Tas attiecināms arī uz Ķemeru Nacionālo parku (ĶNP). Neilgi pēc nacionālā parka nodibināšanas 1997. gadā, kad tika veikta teritorijas izpēte dabas aizsardzības plāna izstrādes ietvaros, kopumā zālāju stāvoklis teritorijā netika vērtēts kā slikts vai kritisks (DAP 2002). Tomēr vēlākajos gados tas galvenokārt neapsaimniekošanas dēļ pasliktinājās. Līdzīgs liktenis skāris arī zāļu purvus – ĶNP tie ir kaļķainie zāļu purvi, kas šajā teritorijā ir samērā izplatīti, lai gan kopumā Latvijā ir reti (Anon. 2013).

Zālāji ĶNP veido ļoti būtisku teritorijas bioloģiskās daudzveidības daļu – tie ir nozīmīgi daudzu sugu un dzīvnieku sugu, tostarp daudzu aizsargājamo sugu, saglabāšanai un nodrošina dzīvotnes, kas nav aizstājamas ar citiem biotopiem.

Lai saglabātu šo dabas daudzveidības daļu, 2004. gadā ĶNP uzsākta mērķtiecīga zālāju apsaimniekošana, pakāpeniski atjaunojot aizaugošās pļavas un ieviešot pastāvīgu ganīšanu un pļaušanu. Šādā veidā apsaimniekoti gan botāniski vērtīgi zālāji, gan kultivēti zālāji un atmatu zālāji, ja tie ir nozīmīgi citu dabas vērtību (piemēram, putnu) un ainavas daudzveidības saglabāšanai. Pašlaik jau uzkrāta samēra liela pieredze zālāju apsaimniekošanā, kas gūta praktiskā ceļā, izmēģinot dažādus apsaimniekošanas veidus un cenšoties pielāgoties situācijai – gan dabas apstākļiem, gan ekonomiskajiem nosacījumiem. Līdzīga pieredze uzkrāta arī dažās citās Latvijas īpaši aizsargājamās dabas teritorijās – Teiču un Krustkalnu dabas rezervātos, dabas parkā “Engures ezers” un Gaujas Nacionālajā parkā, kur arī tiek veikta zālāju apsaimniekošana valstij piederošos zālajos.

ĶNP ir pētīta un klasificēta zālāju veģetācija (Priede 2011, 2017), kā arī vairākos rakstos analizēta zālāju atjaunošanas un apsaimniekošanas ietekme uz augāju un putniem (Ķuze u. c. 2008; Caune, Priede 2015; Priede u. c. 2015). Tomēr trūkst publikāciju – gan par ĶNP, gan citām īpaši aizsargājamām dabas teritorijām, kas apkopotu ilggadīgo apsaimniekošanas pieredzi, ietverot sociālekonomiskos un finansu aspektus. Tāpēc

šī raksta mērķis bija apkopot bijušās ĶNP administrācijas un Ķemeru Nacionālā parka fonda (ĶNP Fonda) uzkrāto zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas pieredzi, izvērtējot gan panākumus un izdošanos, gan grūtības un neveiksmes, ar kurām šo gadu laikā nācies saskarties, kā arī izsverot pašreizējā apsaimniekošanas modeļa priekšrocības un trūkumus. Lai gan rakstā konspektīvi iezīmēti arī senāki laiki un tiem raksturīgā zālāju apsaimniekošana ĶNP, galvenā uzmanība veltīta laika posmam no 2004. līdz 2016. gadam. Mūsaprāt, šī pieredze, var noderēt citu teritoriju apsaimniekošanas plānošanā un īstenošanā visā Latvijā.

Materiāls un metodes

Dabisko zālāju un zāļu purvu teritorijas

ĶNP dabas apstākļi (ģeoloģiskā uzbūve, augsnes, reljefs, klimats) noteikuši dažādu zālāju veidu izplatību teritorijā. Tā kā teritorijā dominē pārmitri apstākļi un teritorijas austrumu un ziemeļu daļā raksturīgas karbonātiskas augsnes, kas veidojušās uz ūdens mazcaurlaidīga dolomīta un dolomītmerģeļa (Vītiņš 1941; Priede 2017), lielākās platības aizņem palieņu zālāji, mēreni mitri zālāji un kaļķaini mitri zālāji periodiski izžūstošās augsnes. Vismazākās platības aizņem sausie zālāji, parkveida zālāji un kadiķu audzes ar kaļķainiem zālājiem vai zāļu purviem raksturīgu zemsedzi (1. tabula).

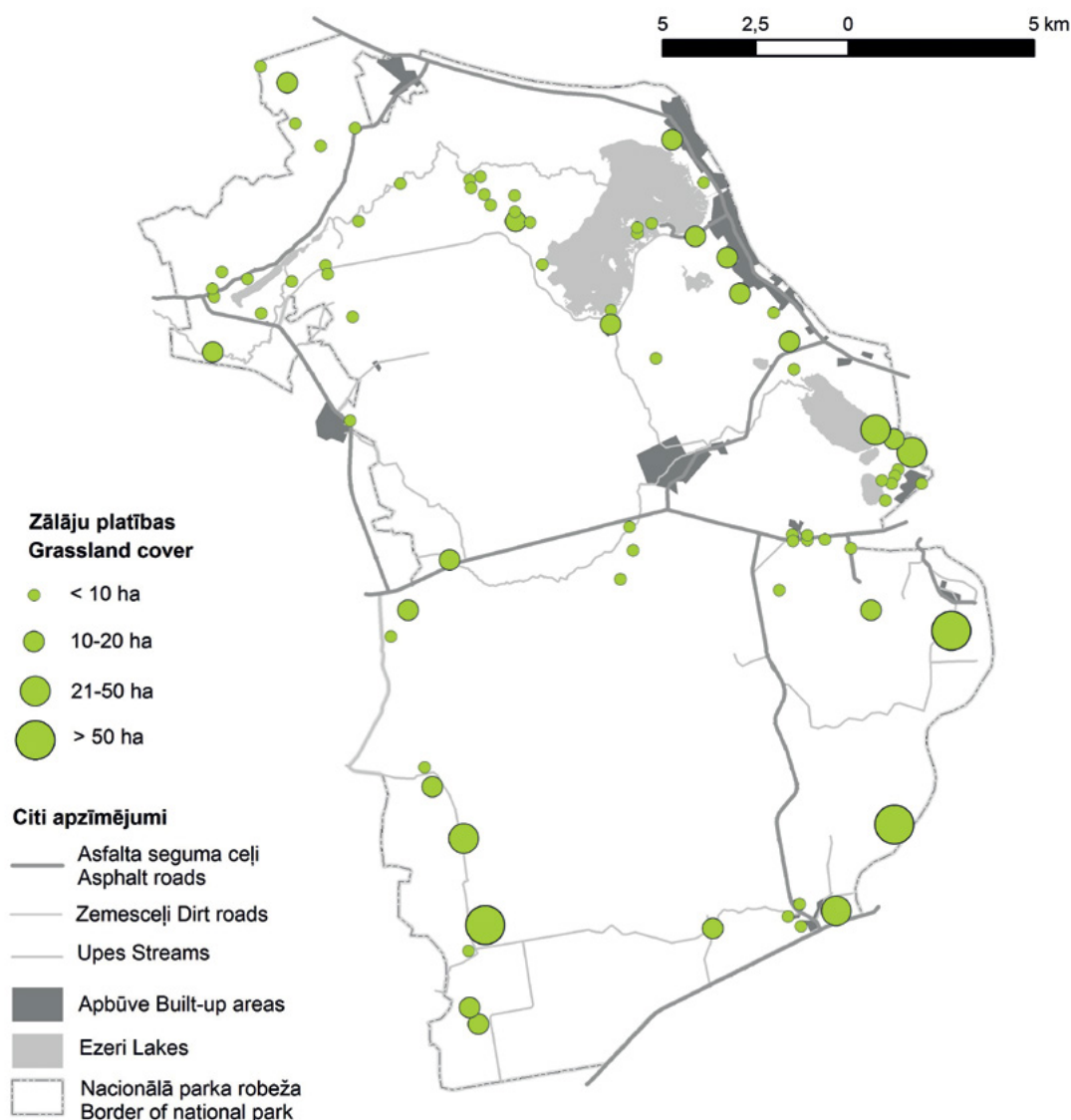
Kopējā lauksaimniecības zemju platība ĶNP ir ~2300 ha, no tiem ~450 ha (~20% no kopējās lauksaimniecības zemju platības) ir Eiropas Savienības nozīmes aizsargājami zālāju biotopi (1. tabula), bet pārējais – kultivēti zālāji vai atmatas, daļa no tiem stipri aizaugušā stāvoklī. Daļa no kultivētiem zālājiem un agrākajām aramzemēm, kas pārveidojušies atmatu zālajos, ir putniem nozīmīgi bioloģiski vērtīgi zālāji.

Zālāju izplatība, sadalot tos pēc platībām, parādīta 1. attēlā. Botāniski vērtīgākie dabiskie zālāji atrodami ĶNP ziemeļu daļā, kur tie sastopami galvenokārt ap ciematiem un viensētām, gar upēm. Ziemeļu daļā dabisko zālāju fragmenti ir nelieli – daudzi no zālājiem ir meža pļavas. Teritorijas dienvidu daļā koncentrēta lielākā daļa palieņu zālāju, kas izplatīti gar upēm (Lielupe, Skudrupīte, Slampe), ieskaitot arī Odiņu-Pavasaru polderi – agrāko Lielupes palieni, bet nelielās platībās ap ciematiem

un viensētām vai bijušajām mājvietām. Kaļķainie zāļu purvi sastopami tikai teritorijas ziemeļu daļā – lielākā daļa platību ir nelielas un atrodamas Kaņiera krastos un Raganu purvā, vietām arī citur. 1. attēlā parādītas tikai tās zāļu purvu platības, kas agrāk, visticamāk, apsaimniekotas līdzīgi kā zālāji – plaujot vai noganot.

Latvijas mērogā ĶNP ir īpaši nozīmīgs mitru zālāju periodisku izžūstošās augsnēs (*Molinion*) (Priede 2011; Rūsiņa 2013a) un kaļķainu zāļu purvu (*Schoenetum ferruginei*, *Cladietum marisci*) saglabāšanā, jo šie biotopi te aizņem proporcionāli lielas platības un ir relatīvi labā stāvoklī, kā arī kalpo kā dzīvotne daudzām īpaši aizsargājamām sugām. ĶNP ir valsts mērogā nozīmīgs arī palieņu zālāju biotopu un ar tiem saistīto sugu aizsardzībā. Tomēr

liela daļa palieņu zālāju padomju gados ir pārveidoti, daļa no tiem pat iznīcināti – nosusināti, iekultivēti un pārveidoti aramzemēs, tostarp arī lielākais zālāju masīvs ĶNP – Odiņu-Pavasaru polderis. Daļa no pārveidotajiem zālājiem pamazām atkal dabiskojas, no atmatām pārveidojoties zālajos. Palieņu zālāji ir arī īpaši nozīmīgi dažādu putnu sugu aizsardzībai gan kā ligzdošanas un barošanās biotops, gan kā atpūtas vieta migrācijas laikā. Pēdējos gados tajos ligzdojušas dažādas bridējputnu sugas (pļavu tilbīte *Tringa totanus*, melnā puskuitala *Limosa limosa*, vienā sezonā novērots ķikuta *Gallinago media* riests, bet regulāri – atsevišķi ķikutī), grieze *Crex crex*, periodiski tajos uzturas dažādu sugu zosis, jūras ērglis *Haliaeetus albicilla*, vidējais ērglis *Aquila clanga*.



1. attēls. Zālāju un kaļķaino zāļu purvu izplatība Ķemeru Nacionālajā parkā, sadalījums pēc platībām.

Figure 2. Distribution of grasslands and alkaline fens in Ķemeru National Park, classified according to their cover.

Zālāju un zāļu purvu veidi	Fitosocioloģiskā piederība	Biotopa veids atbilstoši Biotopu direktīvas I pielikumam	Platība (ha)*
Mēreni mitri zālāji	<i>Molinio–Arrhenatheretea, Arrhenatheretalia, Arrhenatherion, Cynosurion, Alopecurion; Molinietales, Calthion</i>	6510 <i>Mēreni mitri zālāji</i>	175
Palieņu zālāji	<i>Phragmiti Magnocaricetea, Caricetum acutae, Caricetum distichae, Caricetum ripariae, Glycerietum maximae, Phalaridetum arundinaceae, Filipendula ulmaria sabiedrība</i>	6450 <i>Palieņu zālāji</i>	156
Mitri zālāji periodiski izzūstošās augsnēs	<i>Molinio–Arrhenatheretea, Molinietales, Molinion</i>	6410 <i>Mitri zālāji periodiski izzūstošās augsnēs</i>	97
Eitrofas augsto lakstaugu audzes	<i>Galio Urticetea, Calystegietalia sepium, Senecion fluviatilis</i>	6430 <i>Eitrofas augsto lakstaugu audzes</i>	6,5
Sausi zālāji kaļķainās augsnēs	<i>Festuco Brometea, Bromion</i>	6210 <i>Sausi zālāji kaļķainās augsnēs</i>	1,6
Vilkakūlas (tukšaiņu) zālāji	<i>Calluno–Ulicetea, Nardetalia, Violion caninae</i>	6230* <i>Vilkakūlas (tukšaiņu) zālāji</i>	1
Sugām bagātas ganības un ganītas pļavas	<i>Molinio–Arrhenatheretea, Arrhenatheretalia, Arrhenatherion, Cynosurion, Alopecurion; Molinietales, Calthion</i>	6270* <i>Sugām bagātas ganības un ganītas pļavas</i>	0,4
Parkveida pļavas un meža ganības		6530* <i>Parkveida pļavas un ganības,</i> 9070 <i>Meža ganības</i>	0,6 ~50
Kadiķu audzes zālajos un kaļķainos zāļu purvos	<i>Molinio–Arrhenatheretea, Molinietales, Molinion; Scheuchzerio Caricetum nigrae Caricion lasiocarpae Caricion davalliannae Caricion nigrae</i>	5130 <i>Kadiķu audzes zālajos un virsajos</i>	4,3
Kaļķaini zāļu purvi ar dižo aslapi <i>Cladium mariscus</i>	<i>Phragmiti Magnocaricetea, Cladietum marisci</i>	7210* <i>Dižās aslapes Cladium mariscus audzes ezeros un purvos</i>	76
Kaļķaini zāļu purvi ar rūsgano melnceri <i>Schoenus ferrugineus</i>	<i>Scheuchzerio Caricetum nigrae, Caricion lasiocarpae, Caricion nigrae, Caricion davalliannae</i>	7230 <i>Kaļķaini zāļu purvi</i>	32

* Platības noteiktas atbilstoši 2017. gada janvāra datiem dabas datu pārvaldības sistēmā „Ozols”.

Ķemeru Nacionālā parka zālāju un zāļu purvu apsaimniekošana vēsture

Zālāji ĶNP apsaimniekoti jau kopš laika, kad teritorija bijusi apdzīvota un kad cilvēki apmetās uz pastāvīgu dzīvi un sāka nodarboties ar lauksaimniecību. Agrākie apsaimniekošanas apjomi un paņēmieni nav dokumentēti, taču, visticamāk, tie bijuši līdzīgi, kā pārējā Latvijas teritorijā (Gustiņa 2015; Rūsiņa

(red.) 2017) – zālāji ir gan pļauti, gan noganīti, abi šie apsaimniekošanas veidi kombinēti, kā arī lopi ganīti mežos (Štūlis 1934; Priede 2017).

Ap 20. gs. vidu siena ieguvei un ganīšanai mazāk piemērotās vietas – slapjas pļavas, grūti pieejamas meža pļavas, pļavas īpaši nabadzīgās augsnēs – pakāpeniski pamestas. 20. gs. pirmajā pusē uzsākta arī zālāju ielabošana – galvenokārt nosusināšana. Sākotnēji tie bija sekli, ar rokām rakti

grāvji, bet vēlāk, sākot ar 20. gs. 30. gadiem uzsākta plaša mēroga meliorācija tagadējā nacionālā parka dienvidu daļā (pirmie meliorācijas projekti īstenoti, izrokot Kauguru kanālu, un Skudrupītes palienē 20. gs. 30. gados), lielākos apmērus sasniedzot 60.–70. gados – Slampe un piegulošais apvidus. „Uzlabotās” zemes tika iekultivētas, mēslojotas, dabisko zālāju vietā sētas augstražīgas graudzāles un tauriņzieži. Lielmēroga meliorācija (upju iztaisnošana, dziļu grāvju ierīkošana, segtās drenāžas ierīkošana, poldera izveide) skārusi arī teritorijas dienvidu un austrumu daļu – Lielupes palieni (Odiņu-Pavasaru polderis, Slampes paliene, mazākā mērā Lielupes palienes pļavas lejpus Kalnciema tilta). Lokāla nosusināšana (sekli grāvji) skārusi galvenokārt mitros līdz slapjos zālājus un zāļu purvus nacionālā parka ziemeļu daļā, kur dominē kalņkainas augsnes uz ūdens mazcaurlaidīgā dolomīta un dolomītmerģeļa cilmieža.

ĶNP dibināšanas laikā – 20. gs. 90. gadu pirmajā pusē – daļu zālāju vēl arvien apsaimniekoja tāpat kā padomju laikos. Taču drīz vien līdz ar sociālekonomiskām pārmaiņām ciematos Rīgas līča piekrastē un iekšzemē tika likvidēti mājlopi, kā dēļ izzuda arī vajadzība pēc siena un ganībām. Līdz ar to ap 21. gs. sākumu sākās plaša mēroga zālāju aizaugšana. Pamesto zālāju stāvoklis pasliktinājās, bet padomju gados iekultivētajos zālajos pēc to intensīvas izmantošanas pārtraukšanas tas pats par sevi bez mērķtiecīgas biotopu atjaunošanas neuzlabojās. Ciemos un ap viensētām vairs nebija mājlopu vai to bija palicis pavisam maz, līdz ar to netika pļautas un noganītas agrāk iekoptās platības. Tas arī izraisīja botāniski vērtīgāko pļavu degradāciju un būtiski samazināja vai iznīcināja putnu un citu ar zālājiem saistītu dzīvnieku dzīves telpu. Samazinājās apsaimniekošanas intensitāte arī lielajos zālāju masīvos Dundurļavās un pie Lielupes, kas, lai gan lielās platībās bija meliorēti un Dundurļavās arī iekultivēti, tomēr joprojām kalpoja kā putniem nozīmīgas dzīvotnes.

Līdzīgas pārmaiņas skāra arī kalņkainos zāļu purvus. Agrāk tie izmantoti ganīšanai un siena vākšanai, piemēram, tos noganīja Kaņiera krastos, bet sarežģītu apsaimniekošanas apstākļu un zemās zāles barības vērtības dēļ tos pameta, kā dēļ 20. gs. beigās tie daudzviet jau bija visai aizauguši.

Regulāra apsaimniekošana vairāku simtu hektāru platībā, kas pakāpeniski pieaugusi, uzsākta ap 2004. gadu (par to plašāk šajā rakstā).

Nozīmīgākie projekti, kuru mērķis bija zālāju un zāļu purvu atjaunošana, ĶNP bijuši šādi: LIFE-Daba projekts “Mitrāju aizsardzība Ķemeru nacionālajā parkā” (LIFE02 NAT/LV/008496, 2002–2007), Latvijas Vides aizsardzības fonda finansēti un līdzfinansēti projekti „Eiropas aizsargājamā biotopa „6410 Mitrāji zālāji periodiski izžūstošās augsnēs” atjaunošana Ķemeru nacionālajā parkā” (2013. gads), “Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamo biotopu atjaunošana Ķemeru Nacionālajā parkā” (2014. gads), “Dabisko zālāju atjaunošana Lielupes palienē” (2016. gads).

Datu avoti

Rakstā aplūkota bijušās ĶNP administrācijas (kopš 2010. gada – Dabas aizsardzības pārvaldes Pierīgas reģionālā administrācija) un ĶNP Fonda pieredze, kas uzkrāta vairāk nekā 10 gadu laikā. Dziļāk nav analizēta citu zālāju apsaimniekotāju (privāto zemju īpašnieku un juridisko personu) pieredze. Situācijas pārmaiņu rekonstrukcijai izmantota nedokumentēta raksta autoru pieredze, līdzšinējās publikācijas par zālāju atjaunošanas ietekmi uz biotopiem un sugām ĶNP (Ķuze u. c. 2008; Priede 2013; Caune, Priede 2015; Priede u.c. 2015; Priede 2017), dažādi npublicēti dokumenti (līgumi, dažādas vienošanās, platību pieteikumi Lauku atbalsta dienestam, projektu dokumentācija u. c.) un fotogrāfijas.

Rezultāti un diskusija

Zemes īpašuma formas

ĶNP liela daļa zālāju un lielākā daļa bioloģiski vērtīgo zālāju ir valsts īpašumā (Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijas valdījumā). Sākotnēji pēc ĶNP nodibināšanas, pateicoties ārvalstu fonda EECONET atbalstam, atsevišķi zemes gabali tika nopirkti un nonāca valsts īpašumā – kopā 160,5 ha platībā (tostarp meži – 26,0 ha, zālāji – 116,6 ha, purvi – 5,4 ha, cita zeme – 12,5 ha), bet ar citu finansējumu vēl divi īpašumi 36,7 ha kopplatībā. Vēlāk, īstenojot Eiropas Savienības LIFE programmas projektu “Mitrāju aizsardzība Ķemeru Nacionālajā parkā” (LIFE02 NAT/LV/008496), toreizējā Ķemeru Nacionālā parka administrācija no privātpašniekiem atpirka samērā

lielas zālāju platības, kopā 163 ha (Sundseth, Priede 2012). Kopējā zālāju platība ĶNP, kas atrodas valsts īpašumā, pārsniedz 450 ha un veido ~1% no nacionālā parka teritorijas.

Laika posmā no 2010. līdz 2016. gadam zemi ar zālājiem pirka ĶNP Fonds, lai īstenotu zālāju apsaimniekošanu. Tās bija gan apsaimniekotas vai nesen pamestas platības, gan sen pamestas, aizaugušas pļavas. Sākotnēji šie zemes gabali reģistrēti kā valsts īpašums, bet pēdējos gados – kā ĶNP Fonda īpašums. Šobrīd ĶNP Fondam un tā īpašumā esošam uzņēmumam SIA "Svīre ĶNP" pieder 60,4 ha zemes īpašumi. 2016. gadā ĶNP Fonds no valsts nomāja 368 ha zālāju platību. Neliela daļa valstij piederošo zālāju platību iznomātas citiem apsaimniekotājiem, kas tās izmanto siena vai skābsiena ieguvei un ganīšanai (Kalnciema lauku teritorijā, Melnragu un Dundurpļavu apkārtnē), nelielas valstij piederošu zālāju platības ir sen pamestas un netiek apsaimniekotas, bet pārējās zālāju platības (500–600 ha) nacionālajā parkā atrodas privātpašnieku, juridisku personu vai pašvaldību īpašumā.

Zālāju atjaunošanas un apsaimniekošanas aizsākums

Regulāra, mērķtiecīga zālāju biotopu atjaunošana un apsaimniekošana ĶNP aizsākās 2004. gadā, kad Dundurpļavās, agrākajā nomaļajā Slampes kolhoza zālāju un aramzemju masīvā, tika ievesti ganību dzīvnieki – *Heck* šķirnes govīs (taurgovīs) un *Konik polski* šķirnes zirgi. Tur 120 ha atklātā zālājā un nelielā meža platībā tika izveidotas ganības, kur dzīvnieki kopš tā laika uzturas visu gadu.

Ap šo laiku ĶNP administrācija strādāja saskaņā ar dabas aizsardzības plānu, kas apstiprināts 2002. gadā (DAP 2002), to izmantojot kā informācijas bāzi un plānošanas instrumentu teritorijas aizsardzībā un apsaimniekošanā. Tajā bija noteiktas zālāju apsaimniekošanas prioritātes, kā arī ieteikumi konkrētu zālāju platību apsaimniekošanai un zālāju sugu saglabāšanai. Tomēr jau drīz pēc plāna apstiprināšanas daudzi no ieteikumiem tika atzīti par praktiski neizpildāmiem (piemēram, pļaut pļavas un kaļķainos zāļu purvu tradicionālā veidā ar izkapti vai selektīvi, saglabājot konkrētus aizsargājamus augus – arī vietās, kur tie sastopami visā pļavas platībā u. tml.) – galvenokārt tāpēc, ka tas bija pārāk dārgi vai nebija intereses no

privāto zemju īpašnieku puses, kā arī trūka veidu, kā īpašniekus motivēt. Dažu reto zālāju un kaļķaino zāļu purvu sugu saglabāšanai plānā nebija ieteiktas praktiskas rīcības uzskaitīto problēmu novēršanai, ieteikts tikai veikt monitoringu. Tāpēc ap 2005.–2006. gadu administrācijas speciālisti apsekoja ĶNP teritorijā esošās pļavas un vairākus kaļķainos zāļu purvus, atkārtoti izvērtējot praktiskās iespējas tos atjaunot vai atsākt apsaimniekošanu.

Pirmie praktiskie darbi, lai gan nelielās platībās un fragmentāri, īstenoti, sākot ar 2001. gadu (krūmu izciršana). Vēlāk krūmu izciršanas apjomi palielinājās, īpaši 2007. gadā. Kopumā laika periodā no 2001. līdz 2008. gadam pļavās izcirsti krūmi 46 ha platībā.

Sākotnēji ĶNP administrācijā trūka praktiskās pieredzes zālāju apsaimniekošanā, kā arī nebija skaidrs, kā tieši ieviest regulāru, efektīvu zālāju apsaimniekošanu, un tam trūka finansējuma, tāpēc atsevišķas aktivitātes varēja īstenot vien projektu ietvaros. Zālāju apsaimniekošana kļuva regulāra līdz ar LIFE-Daba projekta „Mitrāju aizsardzība Ķemeru nacionālajā parkā” (LIFE02 NAT/LV/008496) ieviešanu (2002–2007). Lielā mērā šis projekts bija „atpēriena punkts”, lai uzsāktu apsaimniekošanu pamestajos zālajos, tā pamazām atjaunojot zālāju daudzveidību un sugu dzīvotnes. Projekta ietvaros tika ierīkotas ganības Dundurpļavās un Lielupes palienes pļavās lejpus Kalnciema tilta. Šajā laikā abus lielos zālāju masīvus, balstoties uz līgumu ar toreizējo ĶNP administrāciju, vismaz daļēji pļaujot un savācot sienu, apsaimniekoja vietējās zemnieku saimniecības, piesakot platības lauku atbalsta maksājumiem.

Nopietna sagatavošanās regulārai zālāju apsaimniekošanai visā ĶNP teritorijā valstij piederošajās zemēs sākās 2007. gadā. Vienlaikus ar uzsākto Dundurpļavu un daļēji Lielupes pļavu noganīšanu 2007. gadā pēc toreizējās ĶNP administrācijas pasūtījuma tika izcirsti krūmi vairākās aizaugušajās pļavās, pirmoreiz izmantojot arī krūmu sakņu un augsnes virskārtas frēzēšanu, lai mazinātu atvašu ataugšanu. Plašākā mērogā tas tika īstenots jau krietni aizaugušajās Sumragu pļavās teritorijas dienvidu daļā, kā arī mazākās platībās gandrīz visā teritorijā (Smārdē, Siliņpļavās, Jaunslaviešos u. c.). Tādējādi šīs platības tika sagatavotas regulārai pļaušanai. Vietās, kas nebija tik aizaugušas, lai būtu nepieciešama atkrūmošana, lai tās atbilstu lauku bloku prasībām un tās būtu

iespējams pieteikt lauku atbalstam, tika atjaunota pļaušana.

2007. un 2008. gadā lielos zālāju masīvus (Dundurpļavas un Lielupes palienes pļavas) valsts zemēs (arī savā īpašumā esošajās) apsaimniekoja un lauku atbalstam pieteica divas vietējās zemnieku saimniecības, pļaujot sienu. Tur esošos ganību dzīvniekus, kas tolaik vēl piederēja Pasaules dabas fondam (skat. *Noganīšana*), uz vienošanās pamata formāli uzraudzīja vietējā zemnieku saimniecība, kas nodarbojās ar piena lopkopību (SIA „Kalnāji”), un vietējais dolomīta ieguves uzņēmums, bet praktiski – ĶNP Fonds.

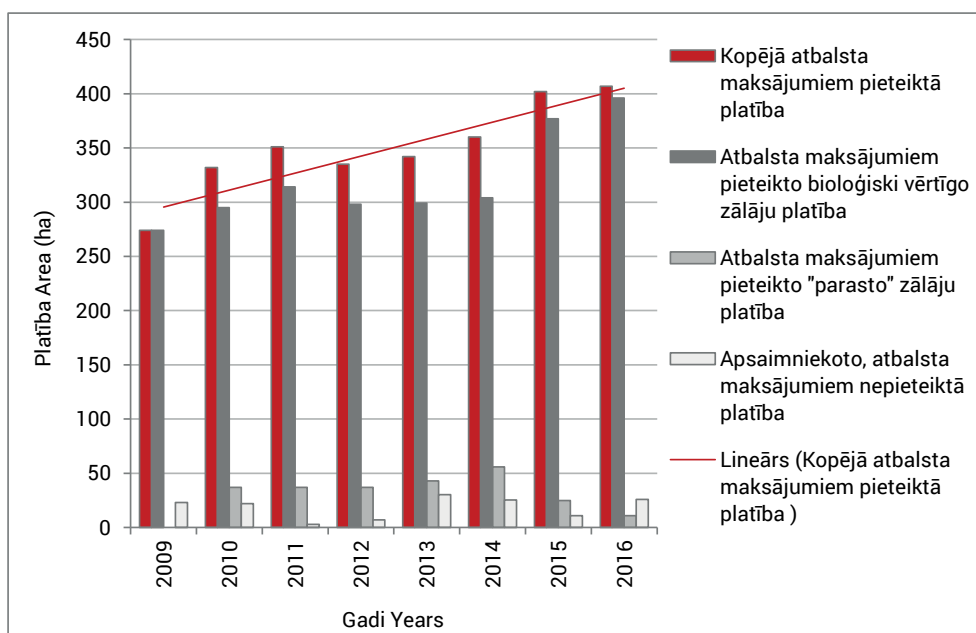
2009. gadā tika pārtrauktas saistības ar vietējiem uzņēmējiem par zālāju apsaimniekošanu valsts zemēs, un saistības ar Lauku atbalsta dienestu par atbalstu bioloģiski vērtīgo zālāju un „parasto” zālāju apsaimniekošanā uzņēmās toreizējā ĶNP administrācija. 2009. gadā ĶNP administrācija zālajos uz valsts zemes veica pļaušanu un noganīšanu ~270 ha kopplatībā, no kuriem lielākā daļa bija pieteikti atbalsta maksājumiem. Nelielās platībās tika pļautas arī lauku blokiem neatbilstošas zālāju platības – gan tādas, ka atbilda īpaši aizsargājamiem biotopiem, gan tādas, kas neatbilda, bet bija ietvertas apsaimniekojamo pļavu

sarakstā kā nozīmīgi ainavas elementi vai putniem nozīmīgi zālāji.

2010. gadā, noslēdzot ilgtermiņa zemes nomas līgumu, saistības par zālāju apsaimniekošanu ar Lauku atbalsta dienestu no ĶNP administrācijas pārņēma ĶNP Fonds. Vēlākajos gados zemes nomas līgumā veiktas izmaiņas, iekļaujot papildus jaunas zālāju un zāļu purvu platības (pie Kaņiera, Čaukcimā, pie Slokas) – tādas, kas, sākot ar 2014. gadu, atjaunotas vairāku projektu ietvaros. 2010. gadā ĶNP Fonds arī pārņēma saistības no Pasaules dabas fonda par ganību dzīvniekiem, līdz ar to pašlaik dzīvnieki ir ĶNP Fonda īpašums.

Kopumā apsaimniekoto zālāju platība laika posmā kopš 2004. gada visu laiku ir palielinājusies, t. i., ar laiku iekopti arvien jauni aizaugušie zālāji, palielinoties kopplatībai, par ko turpmāk varēja saņemt lauku atbalsta maksājumus, galvenokārt par bioloģiski vērtīgo zālāju uzturēšanu (2. attēls).

Atjaunojamo zālāju platību izvēlē būtisku lomu spēlēja to bioloģiskā vērtība (gan balstoties uz ĶNP dabas aizsardzības plānu, gan vēlākiem ekspertu vērtējumiem). Tika ņemts vērā ne tikai atjaunošanas potenciāls un praktiskas iespējas šīs teritorijas iekopšanai, bet arī turpmākās regulāras apsaimniekošanas iespējas. Svarīgi bija tādi



2. attēls. Atbalsta maksājumiem pieteikto apsaimniekoto un bez atbalsta maksājumiem pieteikto zālāju platību pārmaiņas ĶNP laika posmā no 2009. līdz 2016. gadam (ĶNP Fonda apsaimniekotie zālāji).

Figure 2. The dynamics of the grassland areas in the Ķemeru National Park managed with and without subsidiary payments from 2009 to 2016 (grasslands managed by Ķemeru National Park Fund). The legend (from above): the total area receiving subsidiary payments; the total area of biologically valuable grasslands receiving agri-environmental payments; the total area of grasslands without features of biologically valuable grasslands; the total area of managed grassland without subsidiary payments; the trendline shows the total area receiving subsidiary payments.

aspekti kā piebraucamo ceļu esamība, pļaušanas grūtības pakāpe (ciņi, staignums, bedres un laukakmeņi, kas nereti sabojā pļaušanas tehniku) un citi faktori. Atjaunošanas darbu uzsākšanai tika analizētas vēsturiskās kartes, veikta potenciālo vietu apsekošana, augu sabiedrību un sugu analīze un vērtētas turpmākās apsaimniekošanas iespējas (gan fiziskās, gan likumiskās iespējas).

Zālāju apsaimniekošanas modelis

ĶNP vairāku gadu laikā izveidojies zālāju apsaimniekošanas modelis, kurā ir viens galvenais apsaimniekotājs – ĶNP Fonds. Šī nevalstiskā organizācija dibināta, lai veicinātu un ieviestu ĶNP dibināšanas mērķu sasniegšanu – teritorijas bioloģiskās daudzveidības un kultūrvēsturiskā mantojuma saglabāšanu un vairošanu, teritorijas dabas resursu, vēstures un saimnieciskās darbības izpēti, kā arī veicinātu sabiedrības izpratni iepriekš minētās jomās. Atbilstoši statūtiem, ĶNP Fonds savu mērķu sasniegšanai izstrādā un īsteno projektus, kas saistīti ar dabas aizsardzību, izglītību un tūrismu. Šobrīd zālāju apsaimniekošana ir tikai viens no šīs organizācijas darbības virzieniem, taču tas ir pats darbietilpīgākais un būtiskākais kā finansu ieguves, tā izlietojuma ziņā. Zālāju apsaimniekošana tiek īstenota galvenokārt uz valstij piederošas zemes, to nomājot, kā arī salīdzinoši nelielās platībās – uz pašu īpašumā esošas vai privātpašniekiem piederošas zemes uz savstarpējas vienošanās pamata. Lielākās apsaimniekotās platības ir ganības (~300 ha), taču vērā ņemamu apsaimniekoto zālāju daļu veido arī pļavas (~140 ha).

ĶNP Fonda ieņēmumus veido galvenokārt lauku atbalsta maksājumi par zālāju apsaimniekošanu, kas tiek ieguldīti zālāju daudzveidības atjaunošanā un uzturēšanā. Daļa no ieņēmumiem tiek izmantota pļaušanai, aploku un ganāmpulka uzturēšanai, daļa – administratīviem izdevumiem. Atlikusī daļa tiek ieguldīta kā līdzfinansējums dabas aizsardzībai nozīmīgu zemes īpašumu iegādei ĶNP teritorijā, lai paplašinātu vai atvieglotu zālāju apsaimniekošanu. Nelielos apjomos tiek līdzfinansēti projekti, kas saistīti ar biotopu atjaunošanu, vides izglītību, sabiedrības iesaisti (piemēram, siena talku organizēšanai). Būtībā šādā veidā tiek "ražota" un uzturēta bioloģiskā daudzveidība, īstenojot nacionālā parka

mērķus, kas bez lauku atbalsta maksājumiem nebūtu iespējams.

Izmantojot lauku atbalsta maksājumus, vienas platības tiek apsaimniekotas uz citu peļņas rēķina – platības ar lielākiem maksājumiem „baro” mazāku maksājumu platību apsaimniekošanu. Ieņēmumi regulāri tiek ieguldīti jaunu zālāju platību atjaunošanā un apsaimniekošanā. Būtiskāku daļu aizaugušo zālāju iekopšanā veido ārējais finansējums no fondiem (LIFE programma, Latvijas Vides aizsardzības fonds), taču to nevar izmantot regulārā apsaimniekošanā.

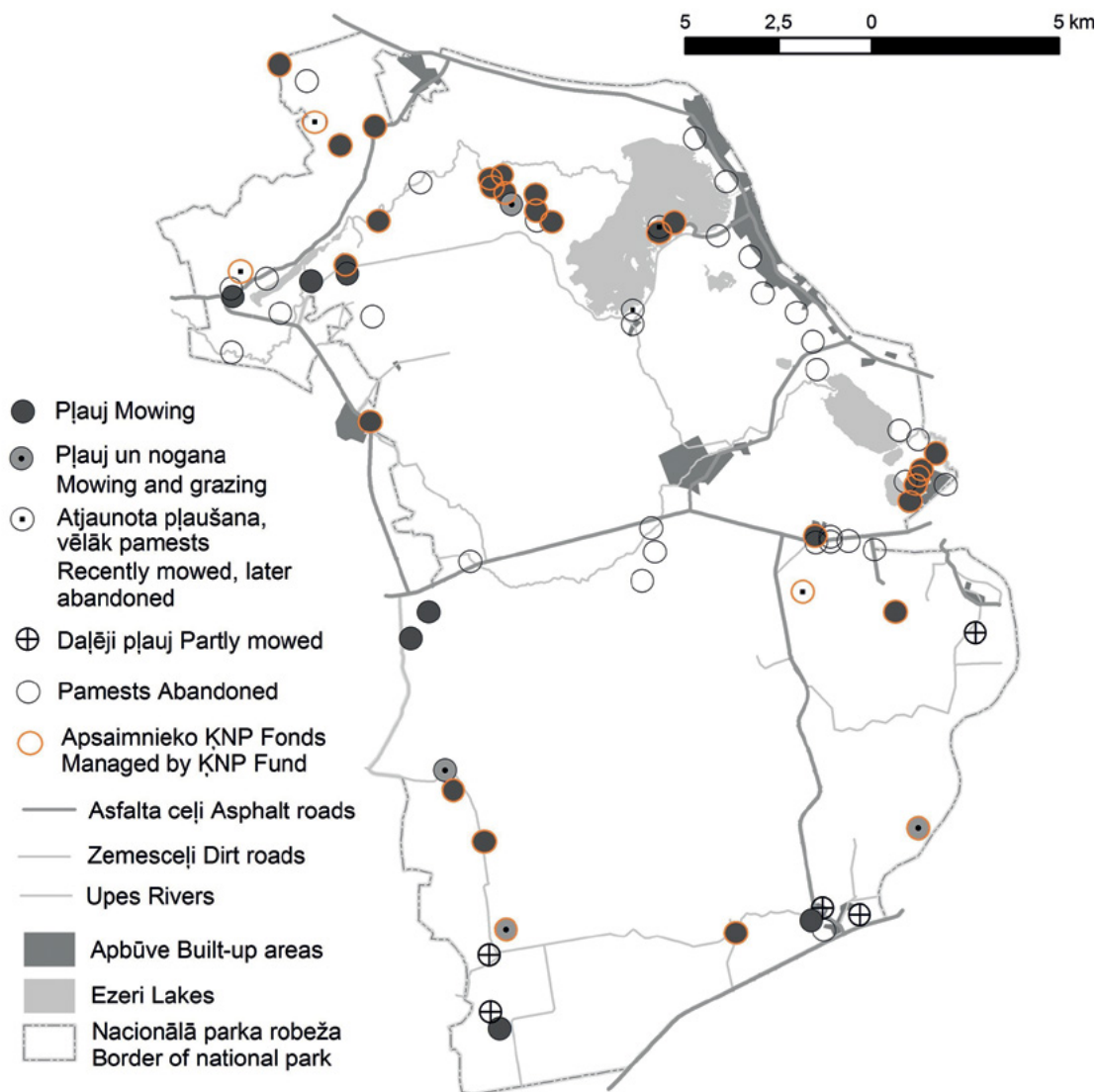
Pēdējos gados ĶNP Fonds, izmantojot Latvijas Vides aizsardzības fonda finansējumu, atjaunojis arī nelielas, bet bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai ļoti nozīmīgas kaļķainu zāļu purvu platības. Tās turpina apsaimniekot gan pašu spēkiem, gan daļēji izmantojot lauku atbalsta maksājumus.

Zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas vietas

Ja kopumā ĶNP zālāju platības aizņem ~1000 ha, tad 2016. gadā ĶNP Fonda apsaimniekoto zālāju un zāļu purvu platības aizņēma ~420 hektārus. Lielākās zālāju platības atrodas upju palienēs (Lielupe, Slampe, Skudrupīte) un Odiņu-Pavasaru polderī (pēdējais pieder privātiem zemju īpašniekiem un šeit netiks sīkāk apskatīts) – lielākoties tie ir palieņu zālāji un mēreni mitri zālāji. Ir samērā daudz nelielu pļavu, kas lielākoties atrodas nacionālā parka ziemeļu daļā, uz ziemeļiem no Rīgas–Ventspils šosejas. Būtisku daļu apsaimniekoto zālāju veido mitri zālāji periodiski izžūstošās augsnēs. Pēdējie izplatīti teritorijas ziemeļu un austrumu daļā.

Lielākā daļa apsaimniekoto kaļķaino zāļu purvu atrodas pie Kaņiera ezera – kopumā neliela platība, ko veido atsevišķi apsaimniekoti purviņi ezera dienvidaustrumu (Riekstu pussala un Riekstu sala), dienvidu (Tači) un dienvidrietumu (Kaņiera pilskalns) piekrastē.

3. attēlā parādītas zālāju platības, ko apsaimnieko ĶNP Fonds un kuras šajā rakstā aplūkotas detalizētāk. Ja mazās pļavas lielākoties apsaimniekotas visā to platībā, tad palienes un dažas grūti pieejamas un sarežģīti apsaimniekojamās vietas (piemēram, ļoti slapjas pļavas) apsaimniekotas tikai daļēji. Dažas pļavas laika posmā no 2007. līdz 2010. gadam iekoptas (atjaunotas) no daļēji aizauguša stāvokļa, bet pēc



3. attēls. ĶNP Fonda apsaimniekoto zālāju un zāļu purvu izplatība Ķemeru Nacionālajā parkā, sadalījums pēc apsaimniekošanas veidiem.

Figure 3. Distribution of grasslands and fens in Ķemeru National Park managed by ĶNP Fund, classified according to the management types.

tam atkal pamestas (neatbilda lauksaimniecības zemes kritērijiem, tāpēc Lauku atbalsts dienests tās neiekļāva lauku blokos; grūti pieejamas; to apsaimniekošana izrādījās pārāk sarežģīta un/vai tās nebija bioloģiskai daudzveidībai īpaši nozīmīgas), bet kopumā tādu ir maz. Dažas platības tiek apsaimniekotas, taču tas nav iespējams katru gadu – galvenokārt pārmitrās vietās, kur slapjās vasarās nav iespējams iebraukt ar tehniku (3. attēlā atzīmētas kā „daļēji pļautas”).

Atsevišķas sen pamestas, aizaugušas pļavas un zāļu purvi uz valstij piederošām zemēm, lai gan tajās vēl arvien sastopamas īpaši aizsargājamiem biotopiem raksturīgas pazīmes un sugas, tostarp arī īpaši aizsargājamas sugas, netiek apsaimniekotas

pārāk sarežģītu apstākļu dēļ (pārāk slapjš, staigns, grūtības nopļaut, jo vasaras otrajā pusē reizēm applūst utt.). Lielākoties tie ir sen nosusināti mitri zālāji periodiski izžūstošās augsnēs, kas, aizsērējot grāvjiem, atkal pārvērtušies par zāļu purviem (Slokas un Čaukciema apkārtnē) un palieņu zālāji (piemēram, Slocenes ielejas sen pamestās palieņu pļavas, Vēršupītes vidustece, daļa Lielupes pļavu lejpus Kalnciema tilta). Taču, iespējams, kādreiz tiks iekoptas arī tās.

Cits iemesls, kāpēc atsevišķas sen pamestās pļavas netiek apsaimniekotas un tās nav atjaunotas, ir fakts, ka tajās nav saglabājušās īpašas dabas vērtības – šie zālāji neatbilst aizsargājamam biotopam, nav retu vai bioloģiski

vērtīgiem zālājiem raksturīgu sugu, dominē ekspansīvas un/vai invazīvas augu sugas, turklāt bieži šie faktori kombinējas ar sarežģītu piekļuvi, staignumu un citiem apgrūtināšiem apstākļiem. Ja šie zālāji nav klasificējami kā bioloģiski vērtīgi, tie nevar pretendēt arī uz specifisko atbalsta maksājumu, kas arī ierobežo iespējas tos turpmāk apsaimniekot. Šāds piemērs ir neliela meža pļava Lustūzkalna apkārtnē (Bērzpļava) uz nosusinātas kūdras augsnes, kurā vairs nav dabisko zālāju sugu un dominē ekspansīvas sugas (lielā nātre *Urtica dioica*, parastā vībotne *Artemisia vulgaris*, meža sunburkšķis *Anthriscus sylvestris* u. c.) – sugām bagāta zālāja atjaunošana bez drastiskas iejaukšanās (piemēram, augsnes virskārtas noņemšanas, grāvju aizbēršanas) ar pļaušanu vien vairs nav iespējama. Ja nav paredzama bioloģiski daudzveidīgu zālāju atjaunošanās, šādas vietas vairs netiek apsaimniekotas (ja vien tās nav daļa no lielāka zālāju kompleksa).

Zālāju un zāļu purvu apsaimniekošanas pieeja

Koku un krūmu ciršana un platību sagatavošana pļaušanai un ganišanai

Galvenās aizaugušo zālāju atjaunošanas metodes, kas izmantotas ĶNP, ir koku un krūmu apauguma novākšana (gan savācot un sadedzinot uz vietas, gan izmantojot biomasu šķeldā) (6. attēls), gan augsnes virskārtas un krūmu sakņu frēzēšana (8., 9. attēls). Reizēm papildus izmantots arī buldozers un ekskavators, lai izlīdzinātu bedres, bebru grāvjus, novāktu akmeņus un citus šķēršļus, kas varētu apgrūtināt pļaušanu turpmākajos gados. Šādā veidā iekoptas lielas (kopā ap 85 ha) platības, kas jau bija apaugušas ar mežu, ilgadīgiem krūmājiem un/vai niedrēm (piemērs 4. un 5. attēlā).

Krūmu un koku izciršana atsevišķos nacionālā parka zālajos īstenota jau kopš 2001. gada. Laika posmā no 2001. līdz 2008. gadam kopumā atkrūmoti 46 ha pļavu. Šajā periodā intensīvākā atjaunošana notika 2008. gadā. Šie darbi turpināti vēlākajos gados, kad pakāpeniski iekoptas arvien jaunas platības, kas sagatavotas pieteikšanai lauku atbalsta maksājumiem. Sākotnēji krūmu izciršanai un krūmu sakņu frēzēšanai izmantots ĶNP administrācijas budžeta un dažādu projektu, tostarp nelielās platībās arī Eiropas Savienības LIFE programmas, finansējums.

Šajos gados zālāju biotopu atjaunošanai izmantots arī Latvijas Vides aizsardzības fonda piešķirtais finansējums. Lielākais no šādiem projektiem īstenots 2014. gadā, kad atmežoti un atkrūmoti 22,1 ha aizaugušu mitru zālāju periodiski izžūstošās augsnēs Čaukiemā (8. attēls) un Slokas ezera apkārtnē. Šī paša projekta ietvaros atjaunotas arī 16 ha palieņu zālāju Lielupes krastā, atbrīvojot tos no krūmiem, niedrēm un grīšļu ciņiem. Niedres pļautas divreiz gadā (7. attēls), pēc pļaušanas ļaujot tur ganīties zirgiem un govīm. Ganību dzīvnieki, noēdot jaunus niedru



4. attēls. Vismaz pusgadsimtu neapsaimniekota, ar jaunu mežu apaugusi zilganās molīnijas pļava Čaukiemā. Fotografēts 2013. gadā pirms pļavas atjaunošanas. Foto: Agnese Priede.

Figure 4. An overgrown *Molinion* meadow approximately 50 years after abandonment. The photo was taken in 2013. Photo: Agnese Priede.



5. attēls. Tā pati pļava pēc atjaunošanas – koku un krūmu izciršanas un sakņu frēzēšanas 2015. gadā. Foto: Agnese Priede.

Figure 5. The same meadow after clearing of trees and shrubs and milling of stumps (in 2015). Photo: Agnese Priede.



6. attēls. Krūmu izciršana Sumragu pļavās 2008. gadā.
Foto: Andis Liepa.
Figure 6. Clearing of shrubs in Sumragi meadows in 2008. Photo: Andis Liepa.



7. attēls. Niedru pļaušana sen pamestās, daļēji aizaugušās palienes pļavās pie Lielupes. Lai efektīvāk mazinātu niedru īpatsvaru, tās pļautas divreiz vasarā.
Foto: Andis Liepa.
Figure 7. Reed mowing in abandoned, overgrown floodplain meadows at River Lielupe. In order to decrease the reed cover, the mowing was applied twice during the summer. Photo: Andis Liepa.

dzinumus, būtiskisamazina šīs ekspansīvās sugas vitalitāti, līdz ar to veicinot citu augu ieviešanos un veģetācijas daudzveidošanos. Šajā projektā atjaunoti arī 4,8 ha kaļķainu zāļu purvu un kadiķu audžu (abi biotopu veidi daļēji pārklājas) Kaņiera krastos – tur izcirsti koki un krūmi, kā arī veikta pļaušana, no krūmu apauguma atbrīvotas kadiķu audzes (10. attēls). Savukārt 2016. gadā no krūmiem un niedrēm atbrīvoti 20 ha palieņu zālāju Lielupes palienē leļpus Kalnciema tilta (izmantota augsnes frēze un buldozers), tostarp likvidēti arī augstie ciņi, izlīdzinātas bedres un citi virsmas nelīdzenumi, aizstumti bebru izraktie grāvji



8. attēls. Mitra pļava periodiski izžūstošās augsnēs (*Molinion*) Čaukciemā – aizauguša, 20. gs. vidū pamesta zālāja atjaunošana 2014. gadā. Vispirms izcirsti un savākti krūmi, pēc tam ziemā ciņainajās vietās veikta augsnes virskārtas frēzēšana. Foto: Andis Liepa.
Figure 8. Restoration of an overgrown *Molinion* meadow (abandoned in the mid-20th century) in Čaukciems village in 2014. First of all, the shrubs were cleared and removed, and then the topsoil was milled in order to suppress the shrub regrowth. Photo: Andis Liepa.



9. attēls. Krūmu, ciņu un niedru apauguma novākšana, izmantojot frēzi un buldozeru sen pamestās, aizaugušās Lielupes palienes pļavās 2016. gada oktobrī. Krūmainās pļavas daļas malās parāda, kādas pirms frēzēšanas bija gandrīz visa platība. Foto: Andis Liepa.
Figure 9. Restoration of abandoned, overgrown meadow in Lielupe floodplain. Topsoil and stump milling and bulldozing for smoothing the sedge hummocks and reed stands was applied. The overgrown margins in the photo show the situation in the entire area before restoration. Photo taken in October 2016. Photo: Andis Liepa.

(9. attēls), kas līdz šim padarīja pļaušanu grūti īstenojumu vai pat neiespējamu.

Stipri aizaugušās vietās (8., 9. attēls) atjaunošanas darbu īstenošana bija iespējama tikai vasaras sausākajos periodos vai ziemas



10. attēls. 10. attēls. Krūmu izciršana un lakstaugu pļaušana kadiķu audzē Kaņiera Riekstu pussalā 2016. gadā. Foto: Agnese Priede.

Figure 10. Clearing of shrubs and mowing of herbaceous vegetation in a juniper stand on Riekstu peninsula at Lake Kaņieris in 2016. Photo: Agnese Priede.

sasalumā (koku un krūmu ciršana un izvešana, zaru dedzināšana). Lai celmi netraucētu turpmākai pļaušanai, platībās, kur tika veikta jebkāda ciršana, izmantota smagā augsnes un celmu frēze uz kāpurķēžu traktora bāzes. Šāda frēze ir spējīga sasmalcināt krūmus līdz pat 10–12 cm diametrā ar visiem celmiem. Tas ievērojami atvieglo krūmāju novākšanu, lai gan atsevišķās vietās, īpaši nabadzīgās augsnēs, ir nevēlama, jo uz vietas paliek liels biomasas daudzums. Frēzēšanas darbi bija visdārgākie un saistījās ar zināmu risku. Smagais traktors grūti pieejamās Lielupes palienes daļās un grāvjos vairākkārt iestīga, un tā izvilksānai bija nepieciešamas citas tehnikas vienības.

Pļaušana

Atjaunojot regulāru apsaimniekošanu, gandrīz visos ĶNP zālajos valstij piederošajās zemēs pļaušana tika atsākta pēc ilgāka neapsaimniekošanas perioda. Nepārtraukta pļaušana platībās, ko pašlaik apsaimnieko ĶNP Fonds, pirms tam pastāvējusi tikai nedaudzās teritorijās, piemēram, atsevišķos pļavu nogabalos Lielupes palienē lejpus Kalnciema tilta un Dunduru pļavās. Lielākoties pirms regulāras pļaušanas atsākšanas bija nepieciešama krūmu izciršana, frēzēšana vai citi biotopu atjaunošanas darbi, un tikai dažās teritorijās, piemēram, Slokas pļavā un Melnragu rīklē, pļaušanu varēja atsākt arī bez īpašas sagatavošanās, jo platības nebija aizaugušas.

Ap 2006. un 2007. gadu tika pļauti tikai lieli zālāju masīvi un arī ne visā platībā – Slampes, Skudrupītes un Lielupes pļavas (pļaušanu veica un lauku atbalsta maksājumus saņēma divas vietējās zemnieku saimniecības). Atbilstoši tā laika atbalsta maksājumu nosacījumiem bioloģiski vērtīgajos zālajos, lai arī tika savākts siens, pļaušana notika vēl, vasaras beigās. Līdz ar to siens bija zemas kvalitātes un lielākoties nevarēja tikt izmantots lopbarībā, tāpēc rullji tika sakrauti pļavas malās (Dundurpļavās un Skudrupītes palienē). Vēlākajos gados siena vākšana notika daļā platības Lielupes pļavās, kur pļaušana tika kombinēta ar ganīšanu atālā, bet Dundurpļavu aplokā pļaušana tika pārtraukta, aploka platību tikai noganot. Skudrupītes palienē šajā laikā uzsākta nopļautās zāles smalcināšana, kas turpinājās līdz 2015. gadam, kad lauku atbalsta nosacījumos tika iekļauta prasība par obligātu zāles novākšanu.

Tāpat kā citur Latvijā, sienam arī ĶNP nebija pieprasījuma, kā arī vēlās pļaušanas dēļ tas nebija izmantojams kā kvalitatīva lopbarība. Mazajās, attāļajās pļavās nopļautā siena pārvadāšana bija ekonomiski neizdevīga, jo atsevišķās pļavas bija nelielas, bet attālumi līdz potenciālajām „patēriņa” vietām – lieli. Līdz ar to ar saņemtajiem lauku atbalsta maksājumiem, arī bioloģiski vērtīgajos zālajos, nevarēja nosegt pļaušanas, siena savākšanas un pārvadāšanas izdevumus. Siena pļaušana un vākšana pašu vajadzībām – zirgu un govju piebarošanai ziemās – īstenota tikai nelielās platībās, kas atrodas relatīvi tuvu piebarošanas vietām – nacionālā parka dienvidu daļā. Tāpēc kopš 2009. gada, kad uzsākās regulāra ĶNP pļavu pļaušana, līdz par 2014. gadam dominēja un gandrīz vienmēr tika izmantota nopļautās zāles smalcināšana, nesavācot biomasu. Reizēm tas arī bija vienīgais iespējamais risinājums – piemēram, reizēs, kad vasaras beigās atsevišķas pļavas bija ļoti slapjas un tāpēc nopļautās zāles savākšana nebija iespējama. Siena savākšana visās apsaimniekotajās pļavās praktizēta kopš 2014. gada, kad šī prasība iekļauta lauku atbalsta maksājumu nosacījumos. Kopš 2014. gada izmantota arī nopļautās biomasas savākšana, pļaujot ar speciālu ierīci un deponējot pļavas malās. Tas nav labākais risinājums, taču labākā no pašlaik pieejamām alternatīvām apstākļos, kad siens nav vajadzīgs vai tā savākšana ir problemātiska.

Pļaušana gandrīz visās apsaimniekošanas



11. attēls. Siena talka kaļķainā pļavā Čaukcienā 2013. gadā.

Foto: Agnese Priede.

Figure 11. Volunteers collecting hay in a calcareous meadow in Čaukcienā village in 2013.

Photo: Agnese Priede.



12. attēls. Siena talka kaļķainā zāļu purvā pie Kaņiera 2016. gadā.

Foto: Agnese Priede.

Figure 11. Volunteers collecting hay in a fen near Lake Kaņieris.

Photo: Agnese Priede.

vietās īstenota, izmantojot traktortehniku. Pļaušanu veic dažādi uzņēmumi uz līgumu pamata, izmaksas parasti ietekmē katras vietas apstākļu sarežģītība. Tomēr zāles pļaušana un savākšana īstenota arī, izmantojot roku darbu – nelielās platībās kaļķainos zāļu purvos un kadiķu audzēs sarežģītas piekļuves dēļ un, lai saudzētu zemsedzi, pļauts ar trimmeri, bet zāle vairākviet savākta ar roku darbu. 2013.–2016. gadā vairākviet nacionālajā parkā mitros zālajos periodiski izžūstošās augsnēs (zilganās seslērijas *Sesleria caerulea* un zilganās molīnijas *Molinia caerulea* pļavās) un kaļķainos zāļu purvos

Čaukcienā, Slokas apkārtnē un pie Kaņiera organizētas siena talkas. Iepriekš ar traktoru (pļavās) vai ar trimmeri (zāļu purvos un kadiķu audzēs) nopļauta zāle un pēc tam, iesaistot brīvprātīgos, savākts siens (11., 12. attēls). Lielākajos apjomos (~2 ha) šādā veidā siens talkās savākts 2014. gadā, mazākās platībās, bet sarežģītākos apstākļos (~0,5 ha) – 2016. gadā. Talku mērķis bija ne tikai apsaimniekot pļavas, bet arī popularizēt latvisko kultūras mantojumu un, iesaistoties brīvprātīgajiem, caur aktīvu līdzdalību iepazīt dabas vērtības un veicināt izpratni par šādas apsaimniekošanas nepieciešamību. Siena talkas organizētas projektu ietvaros (Jūrmalas domes un Latvijas Vides aizsardzības fonda finansējums – 2014.–2016. gadā), kā arī to organizēšanu atbalstījis KNP Fonds (2016. gads).

Pļaušanas ietekme uz augāju šo gadu laikā ir dažāda, atšķirības apsaimniekošanas sekmēs radīja arī sākotnējā sugu un struktūru dažādība. Ja agrāk iekultivētajos zālajos, kur veikts monitorings, pļaušanas ietekmē sugu skaitam nav novērota tendence palielināties, tad tomēr šo secinājumu nevar vispārināt, jo konkrētajā vietā – Skudrupītes palienē – sugu sastāva pārmaiņas ietekmējusi arī pārpurvošanās (Priede u. c. 2015). Tā kā gandrīz visās apsaimniekotajās vietās vismaz vairākus gadus pēc kārtas pļauts, smalcinot zāli un nesavācot biomasu, vietām novērota maz sadalījušās biomasas uzkrāšanās un sugu sastāva un augāja struktūras vienkāršošanās. Šāda tendence novērota, piemēram, mitros zālajos periodiski izžūstošās augsnēs (molīnijas pļavās) pie Slokas, kā arī palienes pļavā pie Odiņiem Lielupes krastā. Turpretī sugām izcili bagātā kaļķainā zālajā ar zemu zelmeni pie Slokas Aklā ezera, kur pēdējos gados vākts siens, šāda tendence pēc vairāku gadu smalcināšanas nav novērota. Tas, visticamāk, skaidrojams ar sugām bagātu augu sabiedrību „inerci” – arī nelabvēlīgu faktoru ietekmē pārmaiņas augu sastāvā un struktūrā nenotiek strauji. Dažāda mitruma palieņu zālāju augu sabiedrībās Lielupes krastā pļaušanas ietekmē nav novērotas būtiskas pārmaiņas augājā ietekmē (Caune, Priede 2015).

Kaļķainajos zāļu purvos pie Kaņiera 2014. gadā zāle un niedres pļautas, izmantojot platriteņu traktoru (aprīkots ar trīskāršām riepām), lai būtu iespējama pārvietošanās un mazinātu ietekmi uz zemsedzi. Tomēr, visticamāk, slapjās vietās arī šādas tehnikas izmantošana nav labākais

risinājums, jo, kā konstatēts nākamajos gados, ietekme (izbraukājums, rises) var saglabāties vairākus gadus, atstājot nelabvēlīgu iespaidu uz veģetācijas struktūru. Pirmoreiz Latvijā, vismaz pēdējo gadu desmitu laikā, veikta arī dižās aslapes *Cladium mariscus* audžu pļaušana ar trimmeri nelielās platībās, savācot biomasu. Lai novērotu pļaušanas un siena savākšanas un pļaušanas bez savākšanas ietekmi, laika posmā no 2013. līdz 2015. gadam pļauti atsevišķi parauglaukumi (LIFE+ projekta "Natura 2000 teritoriju nacionālā aizsardzības un apsaimniekošanas programma", NLIFE11 NAT/LV/000371, NAT-PROGRAMME ietvaros). Pirmo trīs gadu novērojumi liecina, ka pļaušana nav atstājusi būtisku ietekmi uz aslapju audžu sugu sastāvu, nedaudz mazinājusies aslapju vitalitāte un projektīvais segums. Tomēr nepieciešami ilgāki novērojumi, lai izdarītu pamatotus secinājumus.

Dažu gadu apsaimniekošanas pieredze kalķainos zāļu purvos liecina, ka šādos biotopos nepietiek ar vienreizēju vai reti atkārtotu krūmu izciršanu vai vienreizēju vai reti pļaušanu. Vismaz tādos apstākļos, kāds raksturīgs vairumā ĶNP kalķaino zāļu purvu (ietekmēts dabiskais hidroloģiskais režīms, pazeminot ūdens līmeni), nepieciešama regulāra apsaimniekošana tāpat kā zālajos, citādi ātri atkal ieviešas krūmi un ekspansīvas lakstaugu sugas. Līdzšinējie apsaimniekošanas darbi jau pāris gadu laikā ir sekmējuši īpaši aizsargājamo augu sugu populāciju atjaunošanos (piemēram, bezdelīgactiņa *Primula farinosa*, dzegužpirkstītes *Dactylorhiza* spp.), kas, visticamāk, saistīts ar gaismas apstākļu uzlabošanos (uzlabotas sēklu dīģšanas iespējas, mazāka citu augu konkurence).

Pašlaik ir pārāgri spriest par pļaušanas ietekmi uz kalķainu zāļu purvu augāja struktūru. Trīs gadu laikā nav novērotas būtiskas pārmaiņas augāja sastāvā. Pagaidām izteiktākā pļaušanas un siena savākšanas ietekme ir kūlas īpatsvara samazināšanās, kā rezultātā samazinājies zāļu purvu degšanas risks (Priēde (red.) 2017).

Noganišana

Noganišana mērķtiecīgai zālāju biotopu atjaunošanai un uzturēšanai ĶNP uzsākta 2004. gadā. 2004. gada rudenī pirmie dzīvnieki no Beļģijas – 15 taurgovis (*Heck* šķirnes govīs) –

ievesti Dundurplavās 120 ha lielā aplokā, kur nākamajā gadā notika arī Slampes upes izlikumošana (Kuze u. c. 2008). 2005. gadā šo ganāmpulku papildināja 10 *Konik polski* šķirnes zirgi no Papes dabas parka. Lai arī ik gadus apmēram vienu trešdaļu no jaundzimušajiem atlasa vilki,

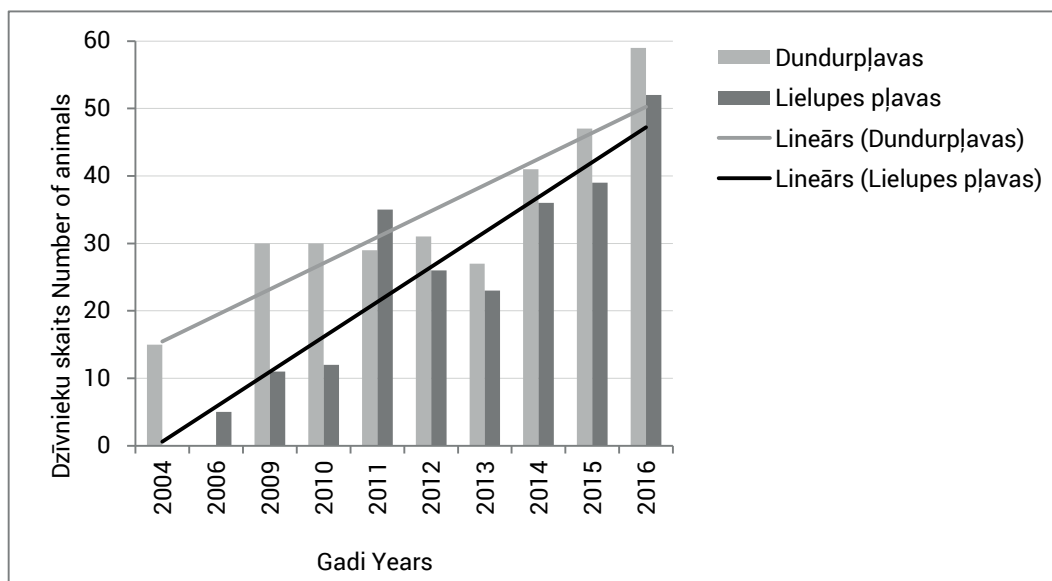


13. attēls. Taurgovis un *Konik polski* zirgi Lielupes palienes ganībās. Foto: Andis Liepa.

Figure 13. Heck cattle and *Konik polski* horses in the pasture in Lielupe floodplain. Photo: Andis Liepa.

2016. gadā kopējais dzīvnieku skaits pieaudzis līdz 145 (59 govīs un 86 zirgi).

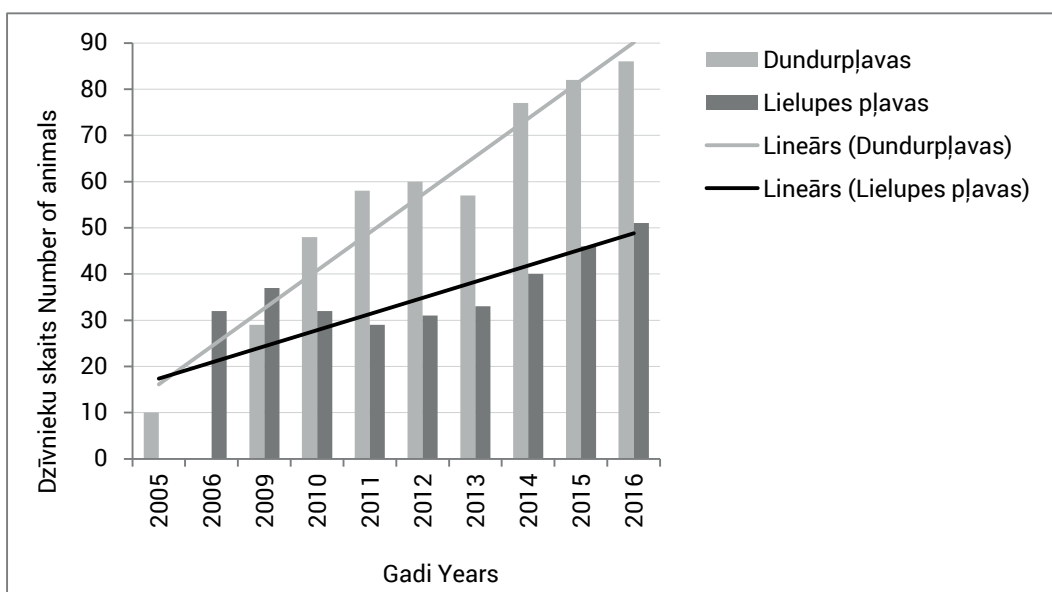
2006. gadā uzsākta noganišana Lielupes palienes pļavās lejpus Kalnciema tilta (13. attēls). Aplokā ar 60 ha zālāju tika ievestas piecas taurgovīs no Vācijas un Papes, kā arī 32 *Konik* zirgi no Nīderlandes. Pamazām dzīvnieku skaits palielinājies līdz 52 govīm un 51 zirgiem 2016. gadā, un zālāju platība paplašināta līdz 150 ha (kopējā dzīvniekiem pieejamā teritorija ir ~250 ha) (14., 15. attēls). Skaita palielināšanās notiek uz dabiskā pieauguma rēķina, lai gan katru gadu dzīvnieki arī gājuši bojā – gan jaundzimušie teļi un kumelji, gan pieaugušie dzīvnieki. Pirmos gados dzīvnieku bojāejas galvenais iemesls bija to noslīkšana vai nosalšana, ziemās ielūstot meliorācijas grāvjos. Pēdējos gados tas vairs neatkārtojas, jo dzīvnieki apguvuši teritorijas specifiku, kā arī ziemas periodā tiek piebaroti, aizvilinot tos prom no sagraujotajām platībām. Ik pa laikam dzīvnieki pievesti arī klāt no citām teritorijām – gan no Latvijas, gan ārvalstīm, kas ir būtiski ģenētiskās daudzveidības nodrošināšanai. 2009. gadā Dundurplavās ievestas piecas taurgovīs no Abavas senlejas un 2010. gadā – viena taurgovs no Papes, bet 2011. gadā Lielupes pļavās ievestas



14. attēls. Taurgovju skaita pārmaiņas Dundurpļavās un Lielupes pļavās lejpus Kalnciema tilta.

Figure 14. Dynamics in the number of *Heck* cattle in Dundurpļavas and Lielupe floodplain meadows.

Photo: Agnese Priede.



15. attēls. *Konik polski* zirgu skaita pārmaiņas Dundurpļavās un Lielupes pļavās lejpus Kalnciema tilta.

Figure 15. Dynamics in the number of *Konik polski* horses in Dundurpļavas and Lielupe floodplain meadows.

Photo: Agnese Priede.

11 taurgovis no Beļģijas. Savukārt 2006. gadā Lielupes pļavās ganāmpulku papildināja 32 zirgi no Nīderlandes, 2010. gadā Dundurpļavās – 27 zirgi no Nīderlandes, 2011. gadā no Beļģijas deviņi zirgi ievesti Dundurpļavās un 12 dzīvnieki – Lielupes pļavās, bet 2015. gadā četri zirgi ievesti Dundurpļavās no Abavas senlejas.

Pirmie dzīvnieki ievesti LIFE programmas finansēta projekta „Mitrāju aizsardzība Ķemeru Nacionālajā parkā” (LIFE02 NAT/LV/008496) ietvaros. Sākotnēji tie piederēja projekta partnerim

Pasaules dabas fondam, kas tos līdz 2007. gadam iznomāja vietējiem uzņēmumiem zālāju noganīšanai. 2008. gadā Pasaules dabas fonds dzīvniekus savstarpējas vienošanās ceļā nodeva toreizējai ĶNP administrācijai, lai būtu iespējams zālājus pieteikt lauku atbalsta maksājumiem. 2009. gadā administrācija pirmoreiz pieteica zālājus atbalsta maksājumiem, tostarp arī ganības. 2010. gadā, noslēdzot trīspusēju līgumu starp Pasaules dabas fondu, ĶNP Fondu un toreizējo ĶNP administrāciju, ganību dzīvnieki nonāca ĶNP Fonda

īpašumā un apsaimniekošanā.

Pirms dzīvnieku izlaišanas ganībās īpaši biotopu iekopšanas darbi netika veikti. Vietām Lielupes palienē izcirsti krūmi un veikta niedru pļaušana palieņu zālāja biotopa atjaunošanai, taču tas darīts vēlāk ganību paplašināšanai, kad dzīvnieki jau bija teritorijā uzturējušies vairākus gadus. Vienīgais priekšnoteikums bija aploku ierīkošana, kas tika veikta, izmantojot LIFE programmas finansējumu, vēlāk uzturēšanas darbus par saviem līdzekļiem veica ĶNP Fonds. Dundurplavās izveidots pastāvīgs aploks, bet Lielupes plavās ierīkota regulējama žogu sistēma, kas ļauj dzīvniekus ielaist noteiktās teritorijas daļās tikai pēc pļaušanas un siena savākšanas. Citi žogi palīdz nodrošināt dzīvnieku pārvietošanu ārpus applūstošām platībām potenciālo palu laikā.

Ziemā zirgi un govīs barojas ar veco zāli un krūmiem. Noganīšanai ir būtiska loma krūmu īpatsvara mazināšanā, īpaši Lielupes palienē. Tomēr dziļāka sniega apstākļos, kā arī Dundurplavās, kur pie lielā dzīvnieku blīvuma pēdējos gados vecās zāles ziemās ir maz (zāle tiek apēsta jau veģetācijas sezonas laikā), nepieciešama piebarošana. Siens tiek savākts netālu no Dundurplavām ĶNP Fonda apsaimniekotajās plavās (Siliņplavās), kā arī iepirkts no apkārtnes zemnieku saimniecībām, kas nodrošina arī siena pievešanu ziemā. Ar dzīvnieku piebarošanu noteiktās zālāju masīvu daļās uz augstākiem reljefa pacēlumiem tiek nodrošināta dzīvnieku pārvietošana prom no applūstošām platībām, kas ir īpaši nozīmīgi nokrišņiem bagātās ziemās, kad nākamajā pavasarī raksturīgi pali, kas var apdraudēt dzīvniekus.

Noganīšanas ietekme variē no intensīvas un izteiktas līdz mērenai. Visizteiktāk noganīšanas ietekme vērojama Dundurplavu aplokā, kur pēdējos gados ievērojami palielinājies ganību dzīvnieku (1,3 dzīvnieki uz hektāru), īpaši zirgu, skaits (14., 15. attēls). Tā rezultātā apmēram desmit gadu laikā gandrīz visā aploka platībā acīmredzami pārmainījusies gan veģetācijas struktūra, gan augu sugu sastāvs. Agrākā kultivētiem zālājiem raksturīgā augāja un ruderālo augstzāļu audžu vietā lielās platībās izveidojies stipri nomīdītām, intensīvi izganītām vietām raksturīgs zems augājs ar lielu zemo, ložņājošo augu īpatsvaru – „mauriņš” (Priede u. c. 2015). To daudzviet veicinājuši arī mežacūku rakumi. Mazāk izteikta ir noganīšanas ietekme Lielupes palienes aplokā, kur noganīšana

atstājusi mazāku ietekmi uz augu sugu sastāvu (Caune, Priede 2015), taču tai pašā laikā būtiski iespaidojusi veģetācijas struktūru – samazinājies niedru īpatsvars un vitalitāte, krūmu īpatsvars, kā arī augsto grīšļu sabiedrību vietā intensīvāk izganītajās vietās izveidojies īss zelmenis ar ciņainu mikroreljefu.

Dundurplavās ~50 ha platībā dzīvnieki ganās arī mežā (tuvākajos gados paredzēts ganības, tostarp arī meža ganību, paplašināt, ierīkojot aploku arī blakus esošajā Skudrupītes palienē). Aptuveni 13 gadu laikā, kad dzīvniekiem ir bijusi iespēja ganīties un uzturēties mežā, būtiska ietekme uz mežu joprojām vērojama tikai samērā nelielā platībā mežmalas tuvumā – takas, izmīdījums, vietām ieviesušās ruderālas augu sugas, apgrauzti un nogāzti koki, apkostas atvases utt. Pamazām veidojas parkveida meža ainava, lai gan pagaidām zemsedzē nav zālāju sugu un gaismas apstākļi ir vēl aizvien tām nepiemēroti, iespējams, raksturīga arī pārāk liela izmīdījuma slodze (16. attēls). Ietekme pagaidām vēl arvien uzskatāma par pārāk īslaicīgu, lai varētu ticami paredzēt ilgtermiņa iznākumu, bet, visticamāk, tā būs parkveida ainava ar samērā blīvu koku segumu un zālāju sugām zemsedzē.

Ganīšanās mežmalā un mežā nodrošina pakāpeniskas pārejas zonas veidošanos no zālāja uz mežu, novēršot krasas taisnas, mākslīgi veidotas mežmalas līnijas. Tādējādi tiek dažādota



16. attēls. Meža ganības Dundurplavu un meža kontaktzonā 2015. gadā. Ganīšanās rezultātā vairāku gadu laikā jauktajā platlapju-egļu mežā noēsts krūmu stāvs un izganīta un izmīdīta zemsedze.

Foto: Agnese Priede.

Figure 16. Wooded pasture in the contact zone between Dunduru Meadow pasture and forest massifs in 2015. Several years of grazing and trampling have resulted in absence of shrubs and herbaceous ground vegetation. Photo: Agnese Priede.

vide un radītas bioloģiskai daudzveidībai nozīmīgas struktūras, piemēram, rodas daudz mirušās koksnes – nepieciešamā dzīves vide un barošanās iespējas saprofitiskām sūnām, ķērpjiem un sēnēm, bezmugurkaulniekiem, kā arī putniem un citiem augstākajiem dzīvniekiem. Pie pašreizējās ganīšanās intensitātes un ganību dzīvnieku uzvedības parkveida ainavas nostabilizēšanās varētu aizņemt vairākus gadu desmitus.

Mitruma apstākļu pārmaiņu ietekme uz zālāju atjaunošanas sekmēm

Apsaimniekošanu un tās sekmes ietekmējušas arī mitruma apstākļu pārmaiņas, kas radušās gan hidroloģiskā režīma atjaunošanas, gan bebru darbības rezultātā, gan pakāpeniski aizsērējot grāvjiem. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas rezultātā bija pārveidojušies mitruma apstākļi Skudrupītes palienes pļavās, kur pēc Slampes izlīkumošanas un palienes atjaunošanas leļpus Skudrupītes palieni kļuva mitrāks (Ķuze u. c. 2008; Priede u. c. 2015). Tā rezultātā šīs pļavas kļuva daudz slapjākas, kas mainīja augāju no kultivētiem zālājiem un ruderālām augstzāļu audzēm raksturīgām augu sabiedrībām uz augsto grīšļu un pārpurvotu mitru vietu un seklūdeņu veģetāciju (Priede u. c. 2015). Mitruma palielināšanās dēļ dažus gadus arī bijusi apgrūtināta šīs pļavas pļaušana, jo vasaras beigās tā bijusi applūdusi. Tomēr šādi apstākļi ir piemēroti daudzām mitrāju putnu sugām, īpaši bridējputniem, kuru daudzveidība pēdējos gados šajā platībā ievērojami pieaugusi (J. Ķuze, pers. ziņ.).

Bebru darbība ietekmējusi palieņu zālājus galvenokārt Lielupes krastā leļpus Kalnciema tilta. Šīs pārmaiņas radījušas arī būtiskāko ietekmi uz palieņu zālāju augāju un izrādījušās nozīmīgāks faktors augāja mainībā nekā pļaušana un ganīšana (Caune, Priede 2015). Bebru aizsprosti sekmējuši arī mitruma palielināšanos Skudrupītes palienē. Šajās teritorijās, lai varētu nodrošināt pļaušanu, kā arī veicinātu teritoriju izganīšanu, t. i., dzīvnieku iespēju nokļūt aizaugošās ganību daļās, atkārtoti nojaukti bebru aizsprosti un zem tiem ievietotas caurules, kas ir daļa no regulārā zālāju apsaimniekošanas darba.

Hidroloģiskas pārmaiņas – pārpurvošanos – radījusi seklo, ar rokām rakto grāvju aizaugšana, kādi veidoti galvenokārt mitros zālajos periodiski

izzūstošās augsnes (zilganās molnijas un zilganās seslērījas pļavās), aizaugšana. Tādi grāvji atrodami agrāk nosusinātajās slapjajās pļavās un zāļu purvos Čaukiemā un Slokas apkārtnē. Visticamāk, vietām būtu nepieciešama šo grāvju atjaunošana un uzturēšana (Rūsiņa (red.) 2017), ar nosacījumu, ka tie netiek būtiski padziļināti, tādējādi veicinot kūdras mineralizāciju un likumsakarīgu biotopa degradāciju. Seno grāvju sistēmu atjaunošana nodrošinātu gan šīm pļavām raksturīgā augāja saglabāšanos, gan iespēju šīs platības pļaut. Ja tas netiek darīts, pļavas aizaug gan neapsaimniekošanas dēļ (nav iespējams pļaut staiguma dēļ), gan tajās ieviešas ekspansīvas augu sugas (niedres, slapjākās vietās arī vilkvālītes). Pagaidām ĶNP pļavās nav notikuši mēģinājumi atjaunot senās grāvju sistēmas.

Pašreizējā apsaimniekošanas modeļa priekšrocības un trūkumi

ĶNP, līdzīgi kā dažās citās lielās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās (Teiču un Krustkalnu dabas rezervātos, Gaujas un Slīteres Nacionālajos parkos), īpatnība ir tāda, ka lielākā daļa zemju pieder valstij – tāvad zālāju apsaimniekošanā bija iespējams plānot un rīkoties kompleksi, izraugoties prioritātes visas teritorijas mērogā. Tas novērš sadrumstalotības ietekmi un uzlabo apsaimniekošanas efektivitāti – ĶNP gadījumā tas īstenots, iznomājot valstij piederošos zālājus vienai nevalstiskai organizācijai. Šāda veida apsaimniekošana nebūtu iespējama vai būtu ļoti grūti īstenojama dabas teritorijās, kur zālāji pieder daudziem privātu zemju īpašniekiem. Apsaimniekošanu vēl vairāk var apgrūtināt zemes sadalījums daudzās nelielās vienībās. Tādos gadījumos zālāju atjaunošanu un apsaimniekošanu var sarežģīt ne tikai praktiskas dabas grūtības (piemēram, piebraukšanas iespējas, mitrums, applūšanas regularitāte, aizauguma pakāpe u. c.), bet daudz dažādu citu faktoru – zemes vienību platības (cik apsaimniekošana ir izdevīga un praktiski iespējama), kā arī zemes īpašnieka plāni attiecībā uz zemes izmantošanu un izpratne par dabas vērtību un to atjaunošanas nozīmi.

ĶNP mazos zemes gabalus ar zālājiem privātīpašnieki, kuri lielākoties šajā teritorijā nedzīvo uz vietas, apsaimnieko tikai nedaudzos gadījumos. Kā liecina situācija ĶNP kopš nacionālā

parka nodibināšanas, privātā īpašumā esošo zālāju, tostarp daudzu bioloģiski vērtīgu zālāju, atjaunošanu kavē zemes īpašnieku vēlme zemes gabalus apbūvēt vai, ja tas nav iespējams, tos atstāt dabiskam apmežošanās procesam (īpaši raksturīgi jūras piekrastes ciemu apkārtnē, Antiņciemā, lielā mērā arī Odiņu-Pavasaru polderī).

Tāpēc, mūsdiā, būtisks apstāklis, kas ietekmē zālāju biotopu un sugu daudzveidības saglabāšanos lielās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, ir zemes īpašuma piederība. Kompleksa zālāju apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās, izvērtējot prioritātes un tās ieviešot realitātē, parasti ir iespējama vien tad, ja var panākt zemju nonākšanu valsts īpašumā, atpērkot tās dabas aizsardzības mērķu īstenošanai. Ja platības ir pietiekami lielas, tās var tikt iznomātas apsaimniekotājiem (privātpersonām vai nevalstiskām organizācijām).

ĶNP gadījumā īstenojot zemju atpirkšanu no privātīpašniekiem (nonākšana valsts īpašumā) būtiski atviegloja zālāju turpmāko apsaimniekošanu, kā arī aizaugušo un citādi degradēto zālāju biotopu atjaunošanu, jo ļauj kompleksi izvēlēties apsaimniekošanas prioritātes un īstenojot praktiskus darbus. Tas arī mudinājis ĶNP Fondu iespēju robežās pirkt zemes ar bioloģiskās daudzveidības uzturēšanai nozīmīgiem zālājiem. Viena no iespējām ir sadrumstaloto privāto zemes vienību iznomāšana vienam vai nedaudziem apsaimniekotājiem, kas arī, ja sadarbība ir veiksmīga, var nodrošināt kompleksu pieeju un labus rezultātus. Tomēr tādā gadījumā ir nepieciešama privātīpašnieku savstarpēja sadarbība, tātad arī pašu īpašnieku iniciatīva, kas ĶNP gadījumā nav bijusi sekmīga vai darbojas tikai atsevišķos gadījumos, un attiecināma tikai uz nelielām platībām. Kooperāciju kavē arī tas, ka teritorija ir mazapdzīvota un lielākā daļa zemes īpašnieku nedzīvo savu īpašumu tuvumā un reti kad viens otru pazīst. Tas novedis pie lielu platību, tostarp daudzu botāniski vērtīgu zālāju, aizaugšanas, īpaši piekrastē. Šī paša iemesla dēļ aizaug un netiek apsaimniekotas lielas platības arī putniem nozīmīgu zālāju Odiņu-Pavasaru polderī, lai gan pēdējos 2–3 gados tur apsaimniekotās platības pamazām palielinās. Ja zālāju apsaimniekošanu īsteno mazo zemju vienību īpašnieki paši, tad mazu platību plaušana, īpaši ar siena savākšanu, ir ekonomiski neizdevīga, arī izmantojot lauku atbalsta maksājumus. Tas pats attiecas uz noganīšanu pēc

platības nelielos zālajos, kas ĶNP gadījumā būtu nepieciešama arī attālās vietās.

Arī valstij piederošās zemēs būtisku lomu spēlē apsaimniekotāja (šajā gadījumā – nevalstiskas organizācijas) iniciatīva, vēlme darboties un risināt dažādus sarežģījumus, kā arī apsaimniekotāja un atbildīgās valsts institūcijas (Dabas aizsardzības pārvaldes) spēja sadarboties. Būtisks aspekts ir arī ekspertu iesaiste, turklāt tādu, kas teritoriju labi pārzina un strādā tajā pastāvīgi, spējot novērtēt arī ietekmējošos faktorus un teritoriju mainību ilgākā laika posmā. Ekspertiem ir nozīmīga loma gan izvēlē un lēmuma pieņemšanā par aizaugušo platību iekopšanu, gan vērtējot sekmes un norādot nepieciešamās apsaimniekošanas korekcijas. ĶNP gadījumā līdz šim sadarbība visu minēto trīs pušu starpā lielākoties bijusi sekmīga. Savā ziņā tā bijusi ilggadīga savstarpēja mācīšanās vienam no otra, kā savienot ieceres un teoriju ar praktiskām iespējām tās īstenojot.

Lauku atbalsta maksājumu nosacījumu loma zālāju apsaimniekošanā

Tāpat kā daudzām zemnieku saimniecībām, ĶNP Fonda iespēja apsaimniekot zālājus ir atkarīga no lauku atbalsta maksājumiem, kas veido lielāko daļu ienākumu. Tātad apsaimniekošanas gaitu būtiski ietekmē arī lauku atbalsta maksājumu nosacījumi. Apstākļi, kas apgrūtina lauku atbalsta maksājumu izmantošanu, pa gadiem nedaudz mainījušies. Sākumā, kad ĶNP Fonds uzsāka zālāju apsaimniekošanu, dažu platību apsaimniekošanai nebija iespējams iegūt atbalsta maksājumus, jo tās, piemēram, bija novērtētas kā meža zemes, lai gan realitātē šajās vietās bija zālāji. Tātad šķēršļi bija formāli, tomēr ne viegli pārvarami. Pašlaik situācija ir mainījusies, un šādus zālājus ir iespēja iekopt un pieteikt lauku atbalsta maksājumiem.

Aizaugušo pļavu atjaunošanu būtiski sekmējuši Ministru kabineta 18.06.2013. noteikumi Nr. 325 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu un īpaši aizsargājamo sugu dzīvotņu atjaunošanu mežā”. ĶNP Fonds bija pirmais vai viens no pirmajiem apsaimniekotājiem Latvijā, kas sāka izmantot šo noteikumu piedāvāto iespēju atjaunot botāniski vērtīgus zālājus, konkrēti – 2014. gadā atbilstoši minēto noteikumu procedūrai atjaunojot ap 22,1 ha mitrus zālājus periodiski izžūstošās augsnēs un 4,8 ha kalnainu zāļu purvu un kadiķu

audžu. 2015. gadā lielākā daļa šo atjaunoto platību jau bija atbalsttiesīgas un tās varēja sākt apsaimniekot, izmantojot maksājumus bioloģiski vērtīgo zālāju apsaimniekošanai. Tomēr šādu platību apsaimniekošanai, lai gan tās uz laiku iekļautas grūtākajā apsaimniekošanas klasē (kā atjaunoti zālāji – 4. ražības klase atbilstoši Ministru kabineta 07.04.2015. noteikumiem Nr. 171 „Noteikumi par valsts un Eiropas Savienības atbalsta piešķiršanu, administrēšanu un uzraudzību vides, klimata un lauku ainavas uzlabošanai 2014.–2020. gada plānošanas periodā”), paredzētais finansiālais atbalsts nenosedz reālās izmaksas. Šādā vietās pļaušanai un siena savākšanai reti var izmantot traktoru – tāpat nepieciešams salīdzinoši dārgākais roku darbs, sarežģīti darba apstākļi, sarežģīta piekļuve.

Tāpat viena no atbalsta maksājumu prasībām līdz šim ir bijusi nepieciešamība visus maksājumiem pieteiktos zālājus (arī atbalsttiesīgās zāļu purvu platības) nopļaut katru gadu. Sarežģīto, pa gadiem mainīgo apstākļu dēļ to ne vienmēr var sekmīgi īstenot – purvainās pļavās un zāļu purvos dažus gadus pļaušana nav iespējama, jo platības vasaras otrajā pusē var būt ļoti slapjas. Pļaujot šādas vietas nepiemērotos mitruma apstākļos tikai tāpēc, ka to pieprasa lauku atbalsta maksājumu nosacījumi, tiek bojāta zemsedze – veidojas dziļas rīses, kas vēlāk funkcionē kā grāvji vai to izlīdzināšanai jāiegulda papildus līdzekļi, kā arī tiek bojāta un pārmainās veģetācijas struktūra. Šī iemesla dēļ reizēm var nākties pamest apsaimniekošanu atkal iekoptās pļavās vai apsaimniekot tās par pašu līdzekļiem, jo atbalsta maksājumu nosacījumus nav iespējams izpildīt. Diemžēl nereti tās ir botāniski vērtīgas pļavas un zāļu purvi, tostarp arī daudzu retu, aizsargājamo sugu dzīvotnes, kas tādējādi tiek pakļautas degradācijas riskam. Turklāt ikgadēja pļaušana, visticamāk, šādās vietās nav notikusi arī senākos laikos – tās pļāva vai noganīja tikai sausākos gados, kad tas bija iespējams, tāpēc šādai ikgadējai pļaušanai trūkst arī ekoloģiska pamatojuma.

Secinājumi

Zālāju apsaimniekošana ĶNP notikusi, pakāpeniski iekopjot un atjaunojot arvien jaunas aizaugušās platības, turpinot tās apsaimniekot, kā arī mēģinot dabiskot kādreizējās aramzemes un iekultivētos zālājus. Veicot apsaimniekošanu, ar laiku ir kļuvis skaidrāks, kādas pļavas iespējams atjaunot un kā to izdarīt. Pieredze rāda, ka vienmēr ir jāņem vērā dažādi esošie un prognozējamie apstākļi – aizauguma pakāpe, raksturs (koki, krūmi, niedres, ciņi) un aizauguma novākšanas iespējas tālākai apsaimniekošanai, mitrums un to ietekmējošie faktori (grāvji, bebrī, gruntsūdens līmeņa pārmaiņas), piebraukšanas iespējas, veģetācijas degradācijas pakāpe u. c. Katrā gadījumā jāvērtē, vai šīs grūtības būs iespējams pārvarēt ar pieejamo finansējumu, tehniku un darbaspēku. Šo pieredzi nav iespējams vispārināt, bet šie visi ir svarīgi faktori, kurus vienmēr jāņem vērā, sākot plānot zālāju biotopu atjaunošanu un apsaimniekošanu.

Pieredze, kas uzkrāta laika posmā no 2004. līdz 2016. gadam, ir dažāda – to veidojusi gan apsaimniekotāja izpratne, gan plānošanas veids, gan atbalsta maksājumi, to apmērs un to saņemšanas nosacījumi, nereti arī attiecīgā gada laikapstākļi (nokrišņu daudzums un ar to saistītais augsnes mitrums un zālāju applūšanas regularitāte) un citi faktori. Pēdējos gados apsaimniekošana ieguvusi lielākus apmērus – salīdzinot ar ~280 ha 2009. gadā, pašlaik apsaimniekotā zālāju platība jau sasniedz ~450 hektārus. Stipri aizaugušu zālāju atjaunošanas piemēri ĶNP apliecina, ka iespējama arī ļoti sen, pat vairāk nekā pusgadsimtu pamestu, ar niedrājiem, ilggadīgiem krūmājiem un pat mežu aizaugušu zālāju atjaunošana.

Kopumā ĶNP izmantotais zālāju apsaimniekošanas modelis, iznomājot valsts īpašumā esošās zemes ar zālājiem nevalstiskai organizācijai, kura izmanto gan lauku atbalsta maksājumus, gan projektu ietvaros piesaistītu finansējumu, ir sekmīgs un var tikt izmantots arī citās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās. Tomēr būtisks priekšnosacījums ir zemes vienību sadrumstalotības novēršana, iznomājot zemes vienam vai dažiem apsaimniekotājiem, vai savstarpēji kooperējoties zemju īpašniekiem.

Pateicības

Pateicamies recenzentei Dr. Solvitai Rūsiņai par vērtīgiem ieteikumiem un aizrādījumiem, kas palīdzēja uzlabot raksta kvalitāti.

Literatūra

- Anon. 2013a. Conservation status of species and habitats. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Latvia, assessment 2007-2012 (2013), European Commission, <http://cdr.eionet.europa.eu/lv/eu/art17/envuc1kdw>.
- Caune V., Priede A. 2015. Veģetācijas izmaiņas Lielupes palienes zālāju apsaimniekošanas rezultātā Ķemeru Nacionālajā parkā. Grām.: Priediece I., Račinskis E. (red.) Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 51–61.
- DAP 2002. Ķemeru nacionālā parka dabas aizsardzības plāns. CarlBro, Rīga (ar pielikumiem).
- Gustiņa L. 2015. Zālāju apsaimniekošanas vēsture Latvijā. Latvijas Veģetācija 25: 65–79.
- Ķuze J., Liepa A., Urtāne L., Zēns Z. 2008. Palienes režīma atjaunošana Slampes upes lejtecē. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 45–55.
- Pärtel M., Bruun H. H., Sammul M. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. In: Grassland Science in Europe, Vol. 10. Grassland Science in Europe, 1–10.
- Priede A. 2011. Phytosociology and dynamics of calcareous grasslands in Ķemeri National Park, Latvia. Estonian Journal of Ecology, 60 (4): 284–304.
- Priede A. 2013. Ilgtermiņa veģetācijas izmaiņas palienes zālāja atjaunošanas vietā Ķemeru Nacionālajā parkā. Latvijas Universitātes 71. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne. Referātu tēzes. Rīga, 181–183.
- Priede A., Urtāne L., Ķuze J. 2015. Hidroloģiskā režīma atjaunošanas, pļaušanas un noganīšanas rezultāti Ķemeru Nacionālajā parkā Dundurplavās. Grām.: Priediece I., Račinskis E. (red.) Upju palieņu atjaunošana un apsaimniekošana: LIFE+ projekta „Dviete” pieredze. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 62–78.
- Priede A. 2017. Ķemeru Nacionālā parka flora: vaskulārie augi. Ķemeru Nacionālā parka fonds, Ķemeri.
- Priede A. (red.) 2017. Aizsargājamo biotopu saglabāšanas vadlīnijas Latvijā. 4. sējums. Purvi, avoti un avoksnāji. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda.
- Rūsiņa S. 2013a. 6410 Mitri zālāji periodiski izžūstošās augsnēs. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. precizēts izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 182–185.
- Rūsiņa S. 2013. Zālāju biotopi. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. precizēts izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 161–161.
- Rūsiņa S. (red.) 2017. Aizsargājamo biotopu saglabāšanas vadlīnijas Latvijā. 3. sējums. Pļavas un ganības. Dabas aizsardzības pārvalde, Sigulda.
- Sundseth K., Priede A. Grassland management in Ķemeri National Park, Latvia. In: Development of guidance document on management of farmland in Natura 2000 areas: Case studies. The N2K Group, 139–145.
- Štūlis J. 1937. Bigauņciema un apkārtnes zvejnieki. Zemnieka domas, Rīga.
- Vītiņš J. 1941. Ķemeru sēravotu aizsargājamais apvidus. I daļa. Vispārīga rakstura pētījumi. Zemes bagātību pētīšanas institūta izdevums, Rīga.

SUMMARY

Experience of Grassland and Fen Management in Ķemeri National Park

The aim of this paper was to describe the experience of grassland and fen management in Ķemeri National Park during the time period from 2004 to 2016. The paper focuses on the experience accumulated by the former administration of the national park (currently – a regional board of Nature Conservation Agency) and a non-governmental organization Ķemeri National Park Fund, whereas the experience of private land owners is not analysed in detail. We analysed both the good experience and problems related to the grassland management we have faced in practical grassland management.

One of the peculiarities of the Ķemeri National Park is large proportion of state-owned lands, which, at least in this case, may be considered as an advantage. In contrary to those protected nature areas, where the land is divided into small units belonging to different land owners, the situation in the Ķemeri National Park allowed complex planning and implementing of grassland management priorities at the scale of the entire area. Currently the area of state-owned managed grasslands reaches ~450 ha, whereas the total grassland area in the national park exceeds 1000 hectares. ~420 ha are managed (by grazing two large pasture areas and mowing) by Ķemeri National Park Fund.

The management has been largely funded by the agri-environmental payments, which are being invested in mowing (contracted managers) and covering the administrative cost of the management. The leftover is being invested in purchasing land units with grasslands to extend the managed areas. Restoration of grasslands and establishment of grazing areas have been funded within different projects (European Union's LIFE programme, national funds). Later on, the regular management of the restored grasslands is being financed by agri-environmental payments.

The results of the management have been affected both by natural factors (e. g. the hydrological conditions – soil wetness which is related to the capability to mow and collect the hay) and requirements defined by the national authority for the subsidiary payments – during the reviewed time period it has been both stimulating and hindering successful management.

Overall, the grassland management model applied in the Ķemeri National Park and the experience gained both in restoration and management may be used also in other protected nature areas to ensure sustainability of grasslands and related biodiversity.

Key words: grazing, mowing, habitat restoration, topsoil milling, hydrological change, land ownership.

Apsaimniekošanas ietekme uz ūdensputnu un bridējputnu populācijām Engures ezera dabas parkā no 2001. līdz 2017. gadam

ROBERTS ŠILIŅŠ¹, AIVARS MEDNIS², ANTRA STĪPNIECE², MĀRA JANAUS²

¹ Engures ezera dabas parka fonds, OPC, Bērziems, Engures novads, LV-3112, eedp@inbox.lv;

² LU Bioloģijas institūts, Miera iela 3, Salaspils, LV-2169, ornlab@latnet.lv

Kopsavilkums

Līdz 20. gs. 60. gadiem Engures ezera piekrastes pļavās un uz salām pastāvīgi ganīti lopu un pļauts siens. Pēc ganīšanas un pļaušanas pārtraukšanas piekrastes pļavas un ganības pakāpeniski aizauga un kļuva nepiemērotas bridējputnu ligzdošanai. Kopš 2000. gada saskaņā ar dabas parka dabas aizsardzības plānu dažādās vietās ezerā un tā krastos, kā arī jūras piekrastē veikta apsaimniekošana (piekrastes pļavu atjaunošana, niedrāju fragmentācija, noganīšana, plēsonības mazināšana) aptuveni 235 ha kopplatībā, bet ne visās vietās vienlaicīgi un vienlīdz intensīvi.

Vietās, kur plēsēju kontrole netika veikta vai bija nepietiekama, ūdensputni ir pārtraukuši sekmīgi ligzdot. Vietās, kur augāja ietekmēšanas

darbi tika uzsākti nesen, ligzdojošo pīļu un tārtiņveidīgo populācijas 16 gadu laikā saruka. Līdz ar to apsaimniekotajās teritorijās būtiski sarucis kopējais meža pīļu *Anas platyrhynchos*, priekšķes *Anas querquedula* un pelēkās pīles *Anas strepera* skaits. Apsaimniekošana ir labvēlīgi ietekmējusi bridējputnu populācijas (apturējusi lejupslīdi) un piesaistījusi kaijveidīgos putnus. Vides ietilpību būtu iespējams palielināt, samazinot ganīšanas slodzi pīļu ligzdošanas vietās, noskaidrojot un novēršot mazuļu izdzīvotību negatīvi ietekmējošos faktorus pēc ligzdas atstāšanas.

Apsaimniekotās teritorijas kalpo ka barošanas vietas apmēram 40 meža zosu *Anser anser* perējumiem.

Atslēgas vārdi: bridējputni, biotopu kopšana, plēsēju kontrole, piemērots ligzdošanas un barošanās biotops.

Ievads

Engures ezera dabas parks (12 579 ha) atrodas Rīgas līča rietumu piekrastē. Šī īpaši aizsargājamā teritorija izveidota, lai nodrošinātu labvēlīgu aizsardzības stāvokli Latvijas un Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamiem biotopiem – ezeram ar mieturaļģu augāju, mežainām piejūras kāpām, kaļķainiem zāļu purviem, dižās aslapes audzēm, piejūras zālājiem un daudzām aizsargājamām sugām, kā arī lai nodrošinātu ūdensputnu un to dzīvotņu aizsardzību un saglabātu Engures ezeru kā starptautiskas nozīmes mitrāju un Eiropas Savienībā aizsargājamiem putniem nozīmīgu vietu.

Biotopu apsaimniekošana Engures ezera dabas parkā paredzēta teritorijas dabas aizsardzības plānā un plāna aktualizētajā versijā (LDF 2000; Eiropasprojekts 2011). Atbilstoši tam Eiropas Savienības LIFE programmas projekta

“Engures ezera dabas parka dabas aizsardzības plāna ieviešana” (LIFE00/NAT/LV/7134, 2001.–2004. gads) īstenošanas laikā uzsāka Engures ezera un Rīgas līča piekrastes pļavu atjaunošana, lai nodrošinātu bridējputniem un citiem ūdensputniem piemērotu ligzdošanas un barošanās biotopu uzturēšanu ilgtermiņā, kā arī panāktu pakāpenisku ligzdojošo putnu skaita palielināšanos. Tam sekoja citi projekti – “Lielā dumpja biotopu atjaunošana divos piekrastes ezeros Latvijā” (LIFE12 NAT/LV/000118, LIFE COASTLAKE) un Latvijas Vides aizsardzības fonda finansēti projekti.

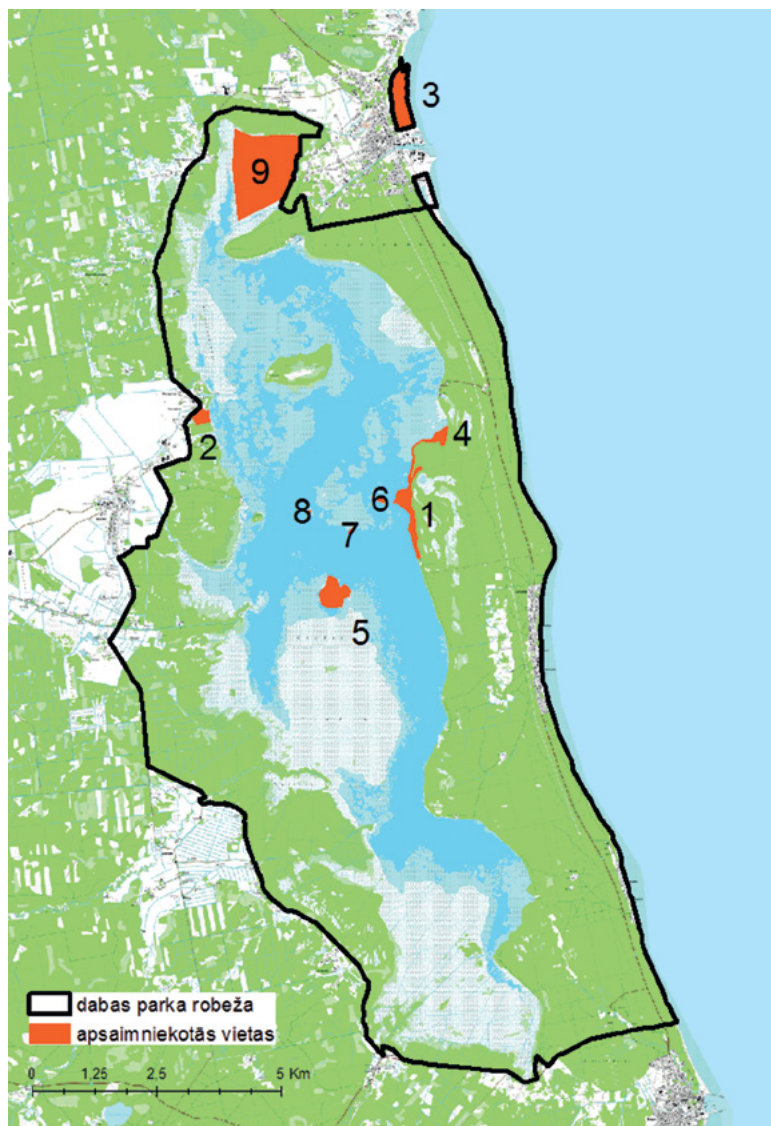
Šī raksta mērķis bija dokumentēt Engures ezera dabas parkā 21. gs. pirmajos 17 gados veiktos biotopu apsaimniekošanas un kopšanas darbus un novērtēt šo pasākumu mērķa sugu skaita izmaiņas.

Teritoriju apsaimniekošanas vēsture līdz 2000. gadam

Līdz 20. gs. 60. gadiem Engures ezera piekrastes pļavās un uz salām tika pastāvīgi ganīti lopī un pļauts siens. Pēc ganīšanas un pļaušanas pārtraukšanas (1957. gadā izveidots liegums ezera centrālajā daļā un salās (Vīksne 1997)) 70. gadu sākumā un vidū ganīšana austrumu piekrastes pļavās apsīka (Rūsiņa u. c. 2013), un šīs vietas pakāpeniski aizauga. Pārmaiņas bija nevienmērīgas, jo pīļu ligzdošanas vietās mēģinājumi atjaunot, uzturēt un palielināt vides bioloģisko ietilpību sākās jau 20. gs. 80. gados, veidojot mākslīgās saliņas ezerā (Blums, Mednis 1991). Tolaik notika arī apsaimniekošanas darbi, apļaujot salu krastus (Mednis 2002a) un kontrolēti dedzinot niedres (Opermanis 2002), kā arī ierobežojot plēsēju skaitu (Mednis 2002b; Opermanis u. c. 2005).

Torņa pļava

Līdz 20. gs. 60. gadu beigām Torņa pļavā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 1), kas aizņem 28 ha, regulāri ganījās ap 80 lopī – govis un zirgi. Pēc ganīšanas pārtraukšanas teritorija pakāpeniski aizauga ar niedrēm un kārkliem, kā arī ezera piekrastes seklūdens teritorijā izveidojās ap 50 m plata niedru josla. 1978. gadā pļavas platākajā daļā ar buldozera palīdzību tika uzbūvētas sešas mākslīgās saliņas. Apsaimniekošanas pasākuma mērķis tika sasniegts tikai daļēji, jo seklie kanāli nebija šķērslis Usūrijas jenotsunim *Nyctereutes procyonoides* un mežacūkām *Sus scrofa*, kas pirmajos trīs gados izpostīja lielāko daļu no bridējputnu un pīļu ligzdām (Blums, Mednis 1991). Turpmākajos gados pļavā ligzdojošo putnu skaits pakāpeniski samazinājās. Kopš 80. gadu vidus šajā teritorijā tie vairs neligzdoja.



Ķūļciema pļava

Ķūļciema pļava (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 2) ir viena no nedaudzajām teritorijām Engures ezera rietumu krastā, kas 20. gs. 50. un 60. gados tika izmantota siena sagādei un lopu ganīšanai. Pļavai raksturīgas atšķirīgas augu sabiedrības – Mērsraga–Stendes autoceļam piegulošā daļa ir sausa,

1. attēls. Engures ezera dabas parkā no 2001. līdz 2016. gadam apsaimniekoto biotopu atrašanās vietas:

- 1 – Torņa pļava,
- 2 – Ķūļciema pļava,
- 3 – Mērsraga pļava,
- 4 – Podraga pļava,
- 5 – Lielrova,
- 6 – Lopsalrova,
- 7 – Kazrova,
- 8 – Sarkanie krūmi,
- 9 – Grūžņgals.

Figure 1. Managed areas in Lake Engure Nature Park in the period from 2001 to 2016:

- 1 – Torņa pļava,
- 2 – Ķūļciema pļava,
- 3 – Mērsraga pļava,
- 4 – Podraga pļava,
- 5 – Lielrova,
- 6 – Lopsalrova,
- 7 – Kazrova,
- 8 – Sarkanie krūmi,
- 9 – Grūžņgals.

savukārt ezeram tuvākā daļa ir daudz slapjāka un apaugusi ar grīšļu *Carex* spp. ciņiem un dižās aslapes *Cladium mariscus* ceriem. Pārtraucot pļavas apsaimniekošanu, 20. gs. 80. gadu otrajā pusē tās sausākā daļa pakāpeniski aizauga ar kārkliem, bērzeņiem un alkšņiem, bet slapjākajā daļā izveidojās niedrājs. Bridējputni te pārstāja ligzdot 20. gs. 90. gadu sākumā (Mednis 2008).

Mērsraga pļava

Mērsraga pļava (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 3) atbilst Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamam biotopam 1630* *Piejūras zālāji* (Rūsiņa 2013). 20. gs. 80. gados šī teritorija bija pazīstama kā daudzu bridējputnu, tajā skaitā parastā šņibīša *Calidris alpina*, ligzdošanas vieta. Tajā laikā šeit tika

1 tabula. Apsaimniekošanas pasākumi ūdensputnu ligzdošanas vietās Engures ezera dabas parkā.

Vieta	Nr. kartē	Platība (ha)	Apsaimniekošana 20. gs. beigās		Apsaimniekošana no 2000. līdz 2017. gadam	
			Veģetācijas ietekmēšana	Plēsēju kontrole	Veģetācijas ietekmēšana	Plēsēju kontrole
Torņa pļava	1	28,0	Mākslīgo saliņu veidošana (1978)	-	Noganišana (2002–2017)	Amerikas ūdeļu ķeršana (2003–2005, 2008, 2011)
Ķūļciema pļava	2	35,0	-	-	Noganišana (2004–2017)	-
Mērsraga pļava	3	16,0	Niedru dedzināšana (1996) – 9 ha	-	Noganišana (2004–2008); pļaušana (2009–2017); Noganišana (2016–2017)	-
Podraga pļava	4	5,6	-	-	Noganišana (2016–2017)	-
Lielrova	5	25,0	Mākslīgo saliņu veidošana (1982); saliņu dedzināšana; kanālu izpļaušana	Niedru liju ķeršana; vārnveidīgo šaušana; Amerikas ūdeļu ķeršana	Koku un krūmu izciršana; kanālu tīrīšana (2016)	Amerikas ūdeļu ķeršana (2001–2009, 2017); jenotsuņu (2007–2009) un lapsu (2008) medības
Lopsalrova	6	1,2	Mākslīgo saliņu veidošana (1983)	Niedru liju ķeršana; Amerikas ūdeļu ķeršana	Noganišana (2002–2017); saliņu veidošana (2008)	Amerikas ūdeļu ķeršana (2002–2017)
Kazrova	7	0,9	Pļaušana; dedzināšana	Amerikas ūdeļu ķeršana	Niedru pļaušana, dedzināšana	Amerikas ūdeļu ķeršana (2002–2017)
Sarkanie krūmi	8	0,2	-	-	Saliņu veidošana (2008)	-
Grūžņgals	9	94,0	-	-	Saliņu veidošana; pļaušana (2016–2017)	-

ganīti Mērsraga iedzīvotāju lopi un pļauts siens. Vēl 1995. gadā pļavā ligzdoja 7–8 pāri ķīvīšu *Vanellus vanellus*, vairāk nekā 10 pāru pļavas tilbīšu *Tringa totanus*, 3–4 pāri melno puskuitalu *Limosa limosa* un mērkaziņas *Gallinago gallinago* (Opermanis 2002). 20. gs. 90. gadu beigās lopu skaits saruka līdz pāris govīm, pļaušana vairs tikpat kā nenotika, tomēr platības vēl arvien bija piemērotas bridējputnu ligzdošanai. Niedru ekspansiju sekmēja ne tikai apsaimniekošanas pārtraukšana, bet arī dabiski faktori, piemēram, ledus kustība (Mednis 2008). Nelielā daļā teritorijas niedru īpatsvara mazināšanai tikusi izmantota dedzināšana (Opermanis 2002).

Podraga pļava

Podraga pļava (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 4) robežojas ar Torņa pļavas kompleksu. Līdz 20. gs. 60. gadu beigām šeit, tāpat kā Torņa pļavā, ganījās Bērciema iedzīvotāju lopi. Līdz 2014. gadam pļava bija pilnībā aizaugusi ar niedrēm un krūmiem.

Lielrova

Lielrova (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 5) ir lielākā no ezera centrālās daļas salām. Salas vidusdaļai raksturīga sausa līdz mēreni mitra pļavu veģetācija, bet zemākā daļa pie augstāka ūdens līmeņa applūst. Sala agrāk ir bijusi laba pīļu un bridējputnu ligzdošanas vieta. 1957. gadā te pārtaukta siena pļaušana. Kopš 1958. gada uz salas notiek ūdensputnu ligzdu uzskaites, un ir uzkrāts liels datu apjoms par dažādu putnu sugu pāru skaitu un ligzdošanas sekmēm. Lai iegūtu mozaikveida augāju, 1981.–1983. gada vasarās tās zemākā daļa ar buldozera palīdzību tika sadalīta 78 mazākās saliņās (Blums, Mednis 1991). Pēc pārveidošanas maksimumu (335 ligzdas) ligzdojošo pīļu skaits sasniedza 1993. gadā, bet lielākais bridējputnu ligzdu skaits bija 1982. gadā (66) un 1983. gadā (63). Lielākais kaijveidīgo skaits bija 1992.–1996. gadā (vairāk kā 1000 ligzdu) (Janaus 2002). Līdz 20. gs. 90. gadu beigām salā pastāvīgi veikti augāja uzturēšanas darbi, izcērtot krūmus un dedzinot niedres (Vīksne 1997). Līdz 90. gadu vidum pīļu ligzdošanas sezonas laikā uz salas šāva vārņveidīgos putnus, bet līdz 1999. gadam ķēra un transportēja prom niedru lijas *Circus aeruginosus* (Opermanis u. c. 2005). Kopš 80. gadu sākuma ķertas Amerikas ūdeles *Mustela vison* (Mednis 2002b).

Lopsalrova

Līdz 20. gs. 80. gadu sākumam Lopsalrova (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 6) bija zema, pie augstāka ūdens līmeņa applūstoša sala, kas agrāk zema ūdens līmeņa gados ir bijusi ļoti laba pīļu un bridējputnu ligzdošanas vieta. 1982. gada vasarā tā ar buldozera palīdzību tika sadalīta piecās mazākās saliņās (Janaus 2002). Kopš tā laika sala ar lielākiem vai mazākiem pārtraukumiem ir pastāvīgi kopta (uzturēta pļavu veģetācija, ķertas niedru lijas un Amerikas ūdeles).

Kazrova

Kazrova (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 7) ir viena no salām ezera centrālajā daļā, uz kuras līdz 20. gs. vidum vasarās tika ganītas kazas un jaunlopi, bet vēlāk tā pilnībā aizauga ar krūmiem un kokiem, kas 1959. gadā tika nocirsti (Šiliņš, Mednis 2013). Turpmākajos gados uz salas un seklūdens daļā ap salu regulāri veikta apsaimniekošana – koku un krūmu atvašu likvidēšana, augāja dedzināšana pirmsligzdošanas periodā un zemūdens niedru pļaušana vasaras otrajā pusē. Kazrovā, tāpat kā Lopsalrovā, tiek veikta Amerikas ūdeļu skaita ierobežošana. Līdz 21. gs. sākumam Kazrova bija viena no galvenajām ūdensputnu ligzdošanas vietām ezera centrālajā daļā (Vīksne 2013).

Sarkanie krūmi

Līdz 2007. gadam Sarkano krūmu sala (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 8) bija neliela, zema, regulāri pārplūstoša saliņa ezera centrālajā daļā. Pirms tā pilnībā aizauga ar krūmiem un niedrēm, uz salas mainīgā skaitā ligzdoja kaijas, pīles un citi ūdensputni, it sevišķi gados ar zemu ūdens līmeni.

Grūžņgals

Līdz 20. gs. 60. gadu beigām daļā Grūžņgala teritorijas (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 9) tika pļauts siens un bija saglabājušās atsevišķas neaizaugušas atklāta ūdens lāmas. No vietējo iedzīvotāju atmiņām ir zināms, ka šeit kādreiz ligzdoja ķīvītes un mērkaziņas. Apsekojot teritoriju 2014. gadā pirms LIFE COASTLAKE projekta uzsākšanas, ligzdojoši ūdensputni tajā netika konstatēti.

Apsaimniekošana 2001.–2017. gadā

Kopš 2001. gada apsaimniekošana veikta dažādās ezera vietās un jūras piekrastē, kopumā aptuveni 235 ha platībā (1. attēls, 1. tabula).

Torņa pļava

2002. gada vasarā aptuveni puse no Torņa pļavas (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 1) tika norobežota ar žogu, un jūlija sākumā tajā tika noņemti pieci *Konik polski* šķirnes zirgi, trīs gaļas šķirņu krustojuma govīs un viens bullis. 2002. gada rudenī izcirsta lielākā daļa aplokā augošo krūmu un daļa melnalkšņu, kas auga pļavas austrumu malā. 2003. gada rudenī novākts apaugums no Torņa pļavas salīnām. 2004. gadā aploks tika paplašināts, iekļaujot tajā arī savulaik veidotās mākslīgās salīņas, bet 2005. gadā tika iekļauta arī atlikusī pļavas daļa vēl 0,5 km uz ziemeļiem. Ezera seklūdens daļā izveidojusies niedru josla biotopa atjaunošanas sākumā tika nopļauta divas reizes veģetācijas sezonā, izmantojot peldošo niedru pļaujamo mašīnu TRUXOR 4700. Pēdējos gados atjaunotajā pļavā pastāvīgi ganās 15–17 liellopi un 5–7 zirgi. Katru gadu atjaunotajā teritorijā 5 ha platībā tiek pļautas melnalkšņu atvases. Teritorija ir brīvi pieejama plēsoņām, kuru apkarošana veikta neregulāri (1. tabula).

Ķūļciema pļava

2003. gadā daļa Ķūļciema pļavas (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 2) tika iežogota, nocirsti visi ezeram tuvāk augošie koki un krūmi, kā arī nopļauts niedrājs pļavas zemākajā daļā. 2004. gada vasarā nopļauts niedrājs gar ezeru, pļavā noņemti 15 liellopi. 2004./2005. gada ziemā izcirsti krūmi un atsevišķi augošie koki (atstāti paegļi), izveidojot bridējputnu ligzdošanai piemērotu biotopu. Sākotnējā iežogotā platība bija apmēram 20 ha, kas vēlākos gados pakāpeniski paplašināta līdz 50 hektāriem. Lopu ganāmpulks 2016. gadā pieaudzis līdz 42 dzīvniekiem.

Mērsraga pļava

2004. gada vasarā Mērsraga piejūras pļavā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 3) uzsākti pastāvīgi biotopa kopšanas darbi – nopļauta zāle, izpļautas

niedres ieplakās un gar jūras krastu, lai saglabātu bridējputniem piemērotu veģetāciju. Līdz 2008. gadam daļa pļavas bija iežogota, un vasarā šeit ganījās četri liellopi, bet, tā kā rudens vētru ietekmē aploks regulāri tika iznīcināts, kopš 2009. gada teritorija tiek pļauta, bet lopu ganīšana pārtraukta. Pļavai piegulošajam niedrājam ir tendence paplašināties.

Podraga pļava

2015. gadā Podraga pļava (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 4) tika iežogota un tajā izcirsti visi krūmi. Tā kā iežogotā teritorija ir savienota ar blakus aploku, lopi no piegulošās Torņa pļavas brīvi nokļūst Podraga pļavā, tāpēc to var uzskatīt par vienotu pļavu kompleksu. Lopu ganīšanas rezultātā divos gados ir izdevies lielāko daļu platības atbrīvot no niedrāja, un 2017. gadā pļava jau robežojās ar atklāta ūdens lāmu.

Lielrova

Lielrovā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 5) 2002. gadā projekta “Engures ezera dabas parka dabas aizsardzības plāna ieviešana” (LIFE00/NAT/LV/7134) ietvaros veikti plaši niedru pļaušanas darbi mākslīgi veidotajos starpsaliņu kanālos. 2004.–2015. gadā veikta niedru dedzināšana uz atsevišķām salīnām pirmsligzdošanas periodā. Tomēr cīņa ar krūmiem bija nokavēta, un 2013. gadā atzīmēts, ka “sala pamazām aizaug nepietiekamas apsaimniekošanas dēļ” (Šiliņš, Mednis 2013). Līdz 2009. gadam salā tika izlikti slazdi Amerikas ūdelēm. 2007. gadā nomedīta jenotsuņu ģimene (divi pieauguši un deviņi mazuļi), 2008. gadā divas jaunas lapsas, 2009. gadā jenotsuns. 2015. gadā pēcligzdošanas periodā uzsākta krūmu novākšana no salīnām un niedru pļaušana ap tām. 2016. gadā LIFE COASTLAKE projekta un Latvijas Vides aizsardzības fonda finansēto projektu ietvaros veikta koku un krūmu izcirstāna salas rietumu daļā 5 ha platībā, starpsalu kanālu tīrīšana 1300 m kopgarumā un niedrāju fragmentācija ap salu 25 ha platībā, izmantojot traktoru REMU700 (2. attēls).



2. attēls. Niedrāju fragmentācija Lielrovā 2016. gada septembrī. Foto: R. Šiliņš.

Figure 2. Reed bed cutting on Lielrova islet in September 2016. Photo: R. Šiliņš.



3. attēls. Lopsalrova 2003. gada jūnijā. Foto: J. Vīksne.
Figure 3. Lopsalrova islet in June 2013. Photo: J. Vīksne.



4. attēls. Lopsalrova 2008. gada augustā. Foto: J. Vīksne.
Figure 4. Lopsalrova islet in August 2008. Photo: J. Vīksne.

Lopsalrova

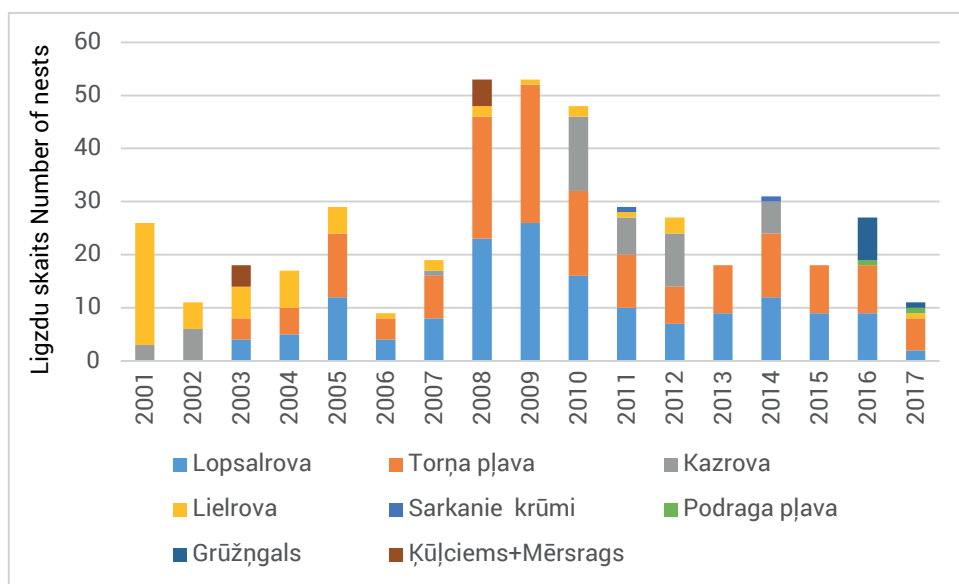
2003.–2004. gadā Lopsalrovā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 6) veikta niedru zemūdens pļaušana ap salu. 2008. gadā notikusi starpsalu kanālu tīrīšana ar peldošo ekskavatoru un divu jaunu saliņu izveide no blakus piepūstā peldošā niedru-vilkvāļīšu cera. Tā kā salu no Torņa pļavas atdala tikai apmēram 120 m plata sekla ūdens josla, tad uz salas, par spīti žogiem un elektriskajiem ganiem, regulāri nokļūst govīs (4. attēls). 2003. gadā augāja vidējais augstums ligzdošanas sezonā bija ap 50 cm, radot labas maskēšanās iespējas pīļu ligzdām un kaijveidīgo mazuļiem. Lopu skaitam pieaugot, 2009. gadā augājs bija vidēji 30 cm augsts. Pēc 2010. gada, kad zālēdāju darbība kombinējās ar augāja apslīkšanu neparasti augsta ūdens līmeņa dēļ (7. attēls), salas veģetācija ir pilnībā izmainījusies – ja pirms tam vairums ligzdu atradās par 15 cm garākās graudzālēs (3., 4. attēli), tad pēdējos gadus salas augstākajās vietās dominē maura retējs *Potentillum anserina* un ložņājošas graudzāles, kas mijas ar skābeņu *Rumex* spp. ceriem un lopu apgrauztiem grīšļu *Carex* spp. ceriem zemākajās vietās (5., 6. attēli), un vairums pīļu ligzdu novietotas grīšļu ciņos. Salā notiek pastāvīga Amerikas ūdeņu skaita ierobežošana, ķerot tās ar slazdiem.



5. attēls. Lopsalrova 2016. gada maijā. Foto: A. Stīpniece.
Figure 5. Lopsalrova islet in May 2016.
 Photo: A. Stīpniece.



6. attēls. Lopsalrova 2016. gada maijā. Foto: A. Stīpniece.
Figure 5. Lopsalrova islet in May 2016.
 Photo: A. Stīpniece.



7. attēls. Ūdens līmenis (cm) Engures ezerā 2000.–2017. gadā.
Figure 7. Water level fluctuations in Lake Engure from 2000 to 2017.

Kazrova

Visā pētījumu periodā Kazrovā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 7) uzturēts, mūsaprāt, pilnībā labvēlīgs augājs (dedzinot un pļaujot niedres ap salu), katru gadu izlikti 1–3 ūdeņu slazdi. Saglabājas saskare ar niedru masīvu salas rietumu daļā, kas var atvieglot jaunu plēsoņu ieceļošanu noķerto vietā.

Sarkanie krūmi

2008. gadā ar peldošā ekskavatora WATERMASTER palīdzību Sarkano krūmu saliņa (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 8) tika paaugstināta un atdalīta no apkārtējā niedrāja. Ūdeņu ķeršana šajā salā netiek veikta, izņemot 2015. gadu, kad tika uzstādīti divi slazdi (neviens zvērs netika noķerts).

Grūžņgals

2013. gadā Grūžņgalā (1. attēlā un 1. tabulā Nr. 9) uzsākti pirmie niedrāja fragmentācijas darbi 1,8 ha platībā. No 2014. gada augusta līdz 2015. gada septembrim, turpinot iesāktos niedrāja fragmentācijas darbus, ar traktoru REMU7000 tika izveidota 25 ha kanālu-saliņu mozaīka, kā arī divas reizes veģetācijas sezonā veikta niedru pļaušana, atjaunojot pļavu veģetāciju 15 ha platībā uz ziemeļaustrumiem no fragmentētās daļas un 10 ha platībā uz ziemeļrietumiem no tās.

Pavisam 2001.–2016. gadā noķertas 75 Amerikas ūdeles un divi sermuļi *Mustela erminea*, likvidēti 13 jenotsuņi un divas lapsas.

Materiāls un metodes

Uzsākot biotopu atjaunošanu vai kopšanu, ir būtiski pēc iespējas precīzāk dokumentēt stāvokli pirms apsaimniekošanas un novērtēt pārmaiņas biotopos, mērķa sugu sastāvā, īpatņu skaitā un demogrāfijā (Auniņš 2008). Visās atjaunoto biotopu teritorijās, sākot ar vismaz iepriekšējo sezonu pirms apsaimniekošanas uzsākšanas, tika veikts ligzdojošo ūdensputnu pāru skaita novērtējums. Uzskaiti divas reizes sezonā veica 2–6 cilvēki, izretojušies ķēdē (3. attēls) – uz salām apmēram 2 m cits no cita, atjaunotajās piekrastes plāvās 5–20 m attālumā cits no cita. Uzskaišu laikā tika reģistrētas visas atrastās ligzdas, kā arī visi redzētie ūdensputni. Balstoties uz putnu skaita un uzvedības novērojumiem, kā arī atrasto ligzdu skaitu, novērtēts ligzdojošo pāru skaits. Atrastās pīļu un bridējputnu ligzdas tika atzīmētas dabā un kontrolētas līdz mazuļu izvešanai vai izpostīšanai. Reģistrēti arī ligzdojošie kaijveidīgie putni (kolonijas, ligzdu skaits). Kopš 2014. gada maija vidū un jūnija sākumā tiek veikta meža zosu ģimeņu uzskaitē Torņa plāvā (1. attēlā Nr. 1) un Ķūļciema plāvā (1. attēlā Nr. 2). Tās laikā agrās rīta stundās, izmantojot tālskati, saskaitītas visas šajās teritorijās barojošās zosu ģimenes.

Izmantojot mērlatu un stacionāru augstuma atzīmi, ligzdošanas sezonas laikā trīs reizes mēnesī reģistrētas ūdens līmeņa svārstības (7. attēls).

Ligzdu skaita izmaiņu būtiskums tika vērtēts, izmantojot programmas *RStudio* komandas `t.test()` un `rcor.test()` (R Core Team 2016).

Rezultāti un diskusija

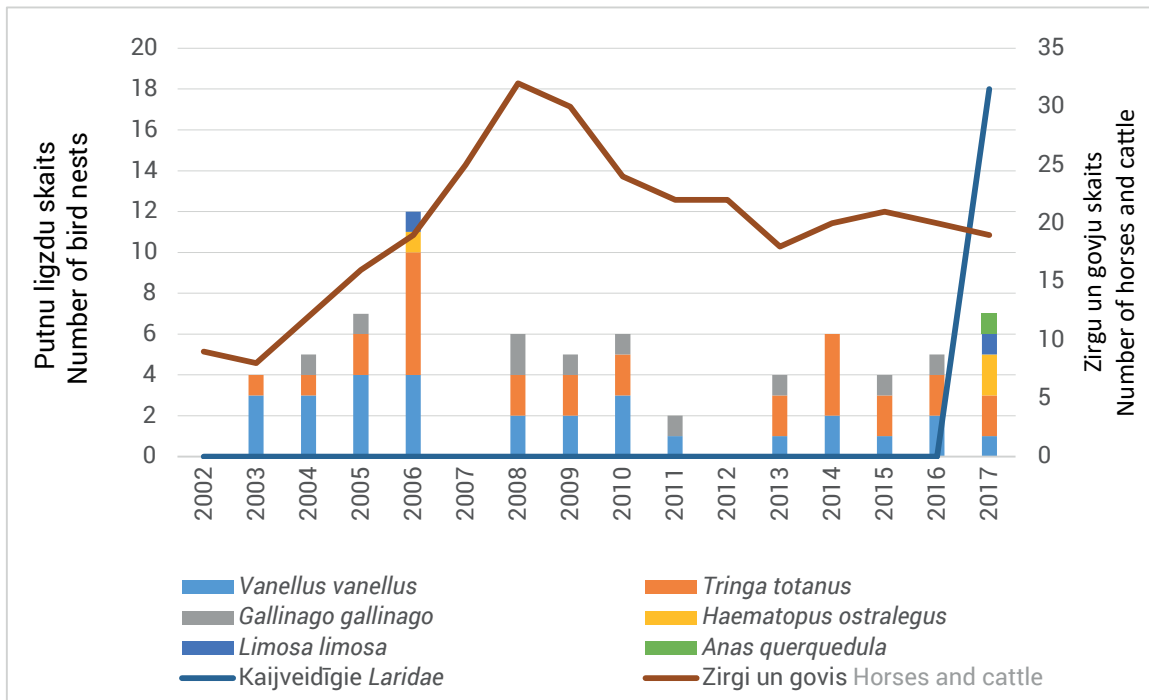
Pīļu, bridējputnu un kaijveidīgo putnu ligzdu un meža zosu perējumu uzskaišu rezultāti apkopoti 2. tabulā.

Putni pēc apsaimniekošanas uzsākšanas labprāt uzsāk ligzdošanu, tomēr vietās, kur plēsonība netiek efektīvi ierobežota, ligzdošana drīz apstājas. Tā Ķūļciema plāvā kopš 2009. gada un Mērsraga plāvā kopš 2004. gada bridējputnu ligzdošana vairs nav konstatēta. Vārnveidīgo un lapsu regulārie ligzdu postījumi neļāva populācijām nostiprināties un attīstīties. Kazrovā, kas jau pirms šī pētījuma cieta no jenotsuņa uzbrukumiem (Mednis 2002a), kaijas un bridējputni pārstājuši ligzdot, atlikušās 1–2 pīles pēdējos gadus ligzdo nesekmīgi. Sarkanajos krūmos pēc saliņas pārveidošanas sāka ligzdot sudrabkaijas *Larus argentatus* un lielie ķīri *Larus ridibundus*, tomēr kolonija neizturēja konkurenci ar jūraskraukļiem *Phalacrocorax carbo*. Pēdējos divos gados ūdensputnu ligzdošana šajā vietā nav novērota (2. tabula).

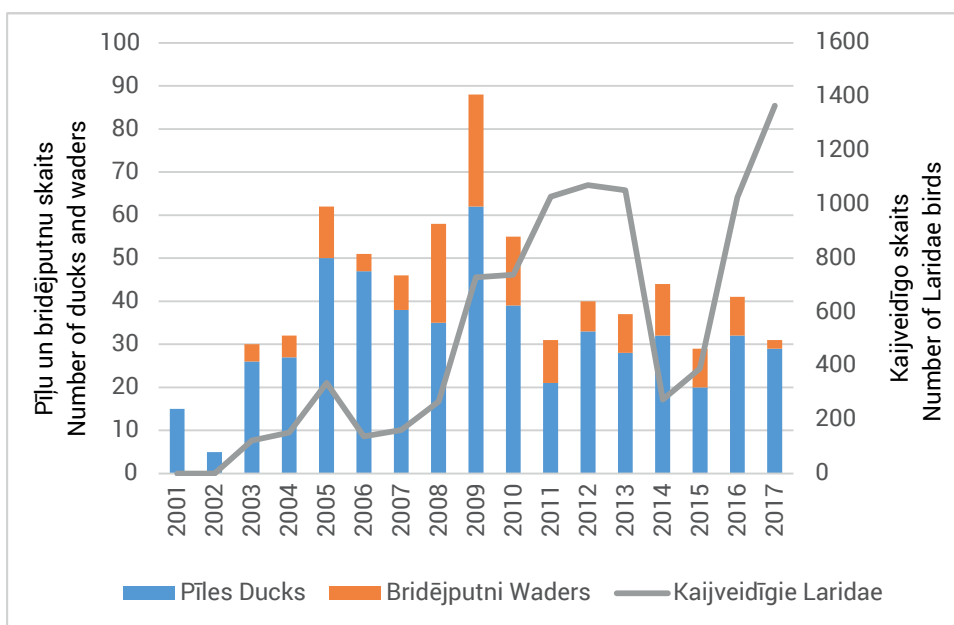
Arī Torņa plāvā bridējputnu ligzdu skaits sākotnēji pieauga, bet tad nostabilizējās zemākā līmenī (8. attēls). Teritorijā uzturas vairāk bridējputnu pāru nekā izdodas atrast ligzdas, kas varētu būt izskaidrojams ar neveiksmīgu ligzdošanu. 2017. gadā Torņa plāvā konstatēts arī riestojošs parastais šņibītis un gugatņi *Calidris pugnax* bez tālākas ligzdošanas pierādījumiem (A. Petriņš, pers. ziņ.). 2017. gadā Torņa plāvas saliņās atrastas lielo ķīru, upes zīriņu *Sterna hirundo* un priekšķes *Anas querquedula* ligzdas, kas visas tika izpostītas (8. attēls).

2. tabula. Ūdensputnu ligzdošana apsaimniekotajās teritorijās.

Vieta	Nr. kartē (1. att.)	Putni	Gads																
			2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Torņa plava	1	Pīles	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
		Bridējputni	-	0	0	5	7	12	-	6	5	6	2	0	4	6	4	5	5
		Kajiveidīgie	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Meža zoss	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	9	16	20
Kūjiema plava	2	Bridējputni	-	-	-	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		Meža zoss	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	32	28	21	
Mērsta plava	3	Bridējputni	-	-	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Podraga plava	4	Bridējputni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	1	1	
Lielrova	5	Pīles	187	140	60	49	34	25	14	18	6	2	3	14	5	12	6	1	20
		Bridējputni	23	5	6	7	5	1	2	2	1	2	1	3	0	0	0	0	1
		Kajiveidīgie	102	21	0	59	14	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	807
Lopsalrova	6	Pīles	15	5	26	27	50	47	38	35	62	39	21	33	28	32	20	32	29
		Bridējputni	0	0	4	5	12	4	8	23	26	16	10	7	9	12	9	9	2
		Kajiveidīgie	0	0	122	152	336	138	149	268	729	737	1029	1057	1053	273	390	1026	1366
Kazrova	7	Pīles	8	19	3	1	3	2	8	9	6	12	12	20	6	3	4	1	2
		Bridējputni	3	6	0	0	0	0	1	0	0	14	7	10	0	6	0	0	0
		Kajiveidīgie	0	53	1	0	0	0	0	0	0	53	65	439	0	0	0	0	0
Sarkanie krūmi	8	Pīles	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	2	0	0	4	2	0	0
		Bridējputni	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
		Kajiveidīgie	-	-	-	-	-	-	0	0	3	5	44	278	251	1	48	2	0
		Jūraskraukļi	-	-	-	-	-	-	0	0	0	10 + 200	siemti nelīdz.	siemti nelīdz.	siemti nelīdz.	0	0	0	0
Grūžņgals	9	Bridējputni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	8	1	



8. attēls. Lielo zālējāņu un ligzdojošo bridējputnu skaita dinamika Torņa pļavā no 2002. līdz 2017. gadam.
Figure 8. Dynamics in number of grazing animals and nesting waders in Torņa pļava meadow in 2002–2017.

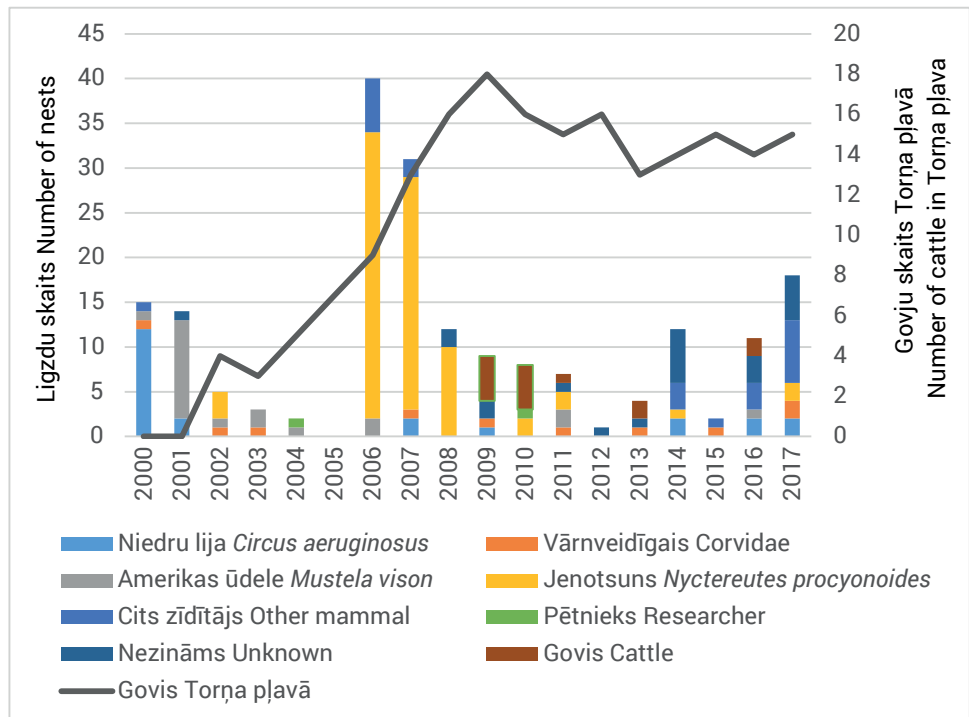


9. attēls. Ligzdojošo putnu pāru skaits Lopsalrovā no 2001. līdz 2017. gadam.
Figure 9. Number of bird pairs on Lopsalrova islet in 2001–2017.

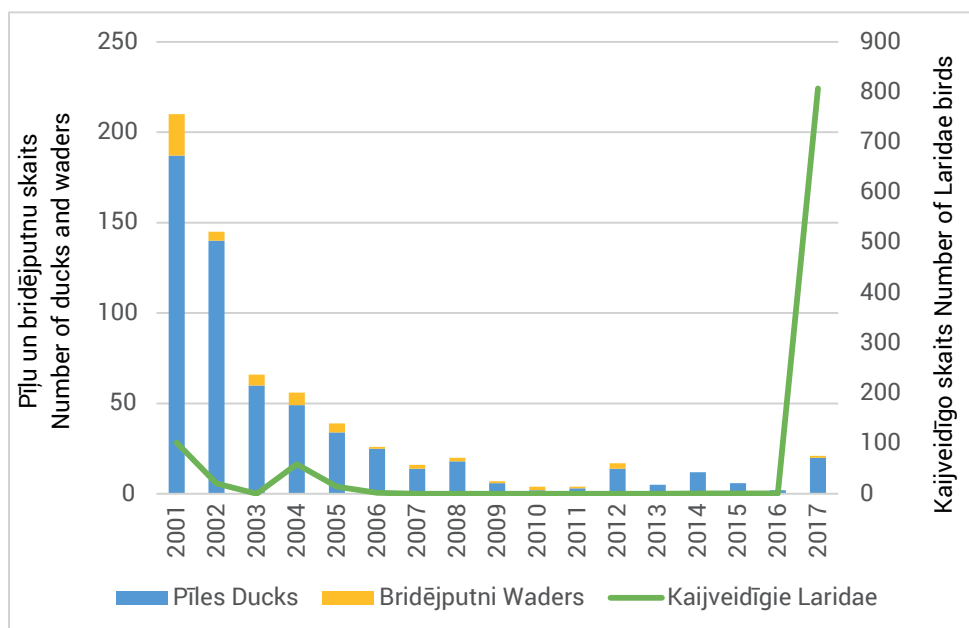
Pīlēm un bridējputniem labvēlīga notikumu attīstība iespējama, ja apsaimniekotajai teritorijai izdodas piesaistīt kaijveidīgos, kas aktīvi sargā savu ligzdošanas vietu no plēsoņām un kalpo par alternatīvo barību. Tā Lopsalrovā pēc apsaimniekošanas atgriezās lielle ķīri (2017. gadā konstatēti 1018 pāri). Šobrīd tā ir vienīgā vieta ezerā, kur ligzdo mazie ķīri *Larus minutus* un atrodas ezera lielākā upes zīriņu kolonija (2017. gadā – 305 pāri) (9. attēls). Pīļu ligzdu

skaitis Lopsalrovā pēc 2010. gada ir samazinājies ($t = 2,41$, $p = 0,04$). Pēc krasajām augāja pārmaiņām (6. attēls) saliņu centrālajā daļā ir maz ligzdu nomaskēšanai piemērotu vietu. Ligzdas izvietotas galvenokārt grīšļu ciņos salu ārmaļā. Atsevišķos gados ļoti zemas ligzdošanas sekmes bijušas jenotsuņa postījumu dēļ, bet gados, kad govju skaits Torņa pļavā sasniedza maksimumu, pat puse postīto ligzdu bija govju sabradātas (10. attēls).

10. attēls. Pīļu ligzdu postītāji Lopsalrovā no 2000. līdz 2017. gadam.
Figure 10. Predators of duck nests on Lopsalrova islet in 2000–2017.



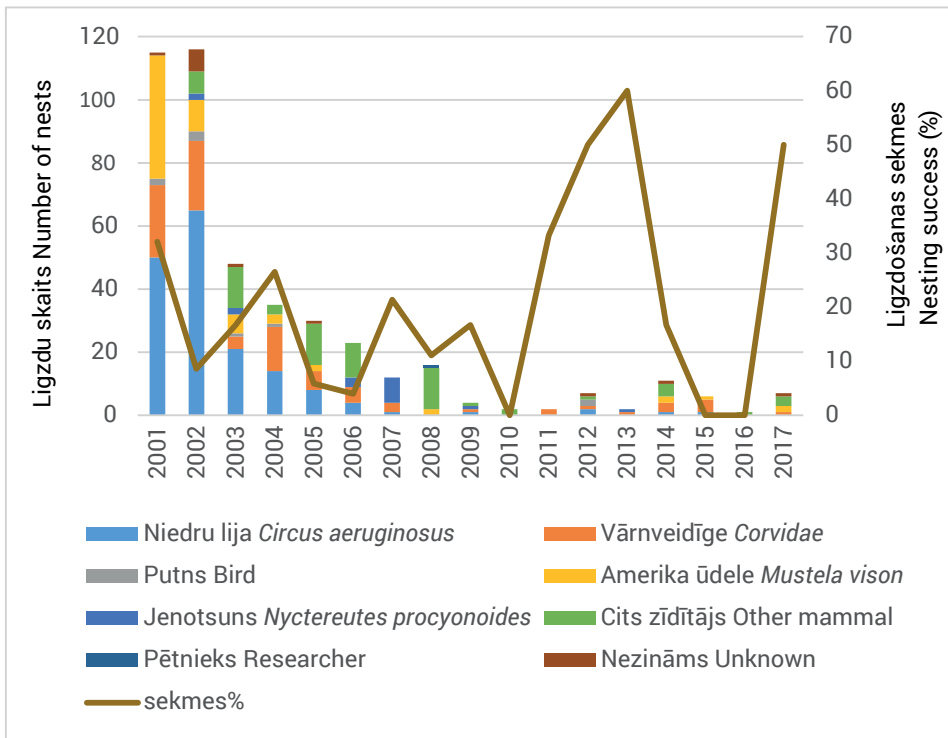
11. attēls. Ligzdojošo putnu skaits Lielrovā laika periodā no 2000. līdz 2017. gadam.
Figure 11. Number of nesting birds on Lielrova islet in 2000–2017



Lielrovā 16 gados ligzdojošo pīļu skaits bija samazinājies no 187 līdz vienai ligzdai, un bridējputni tajā vairs neligzdoja (2. tabula, 11. attēls). Tam par iemeslu bijušas gan zemās ligzdošanas sekmes postījumu dēļ (12. attēls), gan tas, ka niedrēm aizaugušo kanālu dēļ putniem bija apgrūtināta piekļūšana saliņām (13. attēls) un pīles izvairās no kokiem un krūmiem apaugušām salām (Меднис 1968). Pēc vārienīgajiem darbiem salas rietumu daļā 2017. gada vasarā tur apmetās no ezera dienvidu daļas pārcēlušies lielie ķīri. Vietu

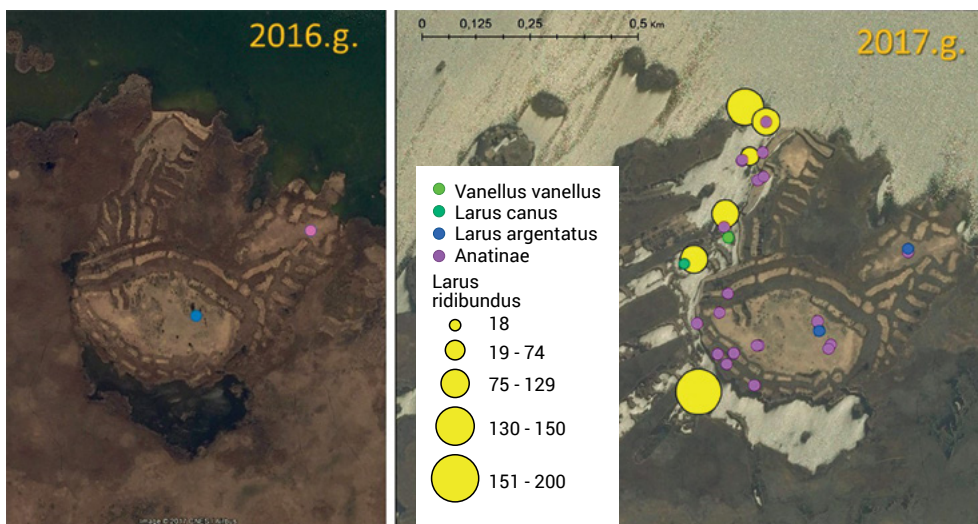
pavasārī labprāt apmeklēja bridējputni (viena ķīvīte sekmīgi ligzdoja). Pīļu ligzdu skaits sasniedza 20, ziemā pusi no tām izpostīja (galvenokārt zīdītāji – Amerikas ūdele).

Kopējais atrasto pīļu ligzdu skaits ir samazinājies (14. attēls). Šis sarukums ir galvenokārt uz Lielrovā un Kazrovā ligzdojošo peldpīļu rēķina (3. tabula). Sekmīgo ligzdu skaits (visām sugām kopā) apsaimniekotajās vietās nav lielāks par 20 (14. attēls).



12. attēls. Ligzdu postījumi un ligzdošanas sekmes Lielrovā no 2001. līdz 2017. gadam.

Figure 12. Nest predators and nesting success on Lielrova islet in 2001–2017.



13. attēls. Lielrovā ligzdojošie ūdensputni 2016. un 2017. gadā. Kartes pamatne: Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras ortofoto (2015. gads).

Figure 13. Nesting waterbirds on Lielrova islet in 2016 and 2017. Orthophoto map: Latvian Geospatial Information Agency (2015).

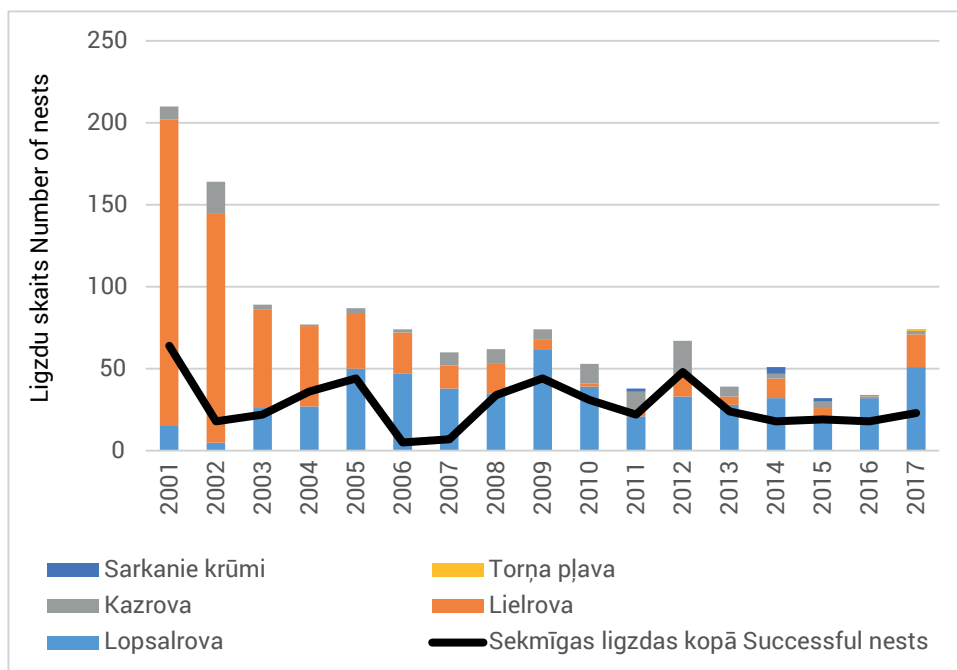
Atrasto tārtiņveidīgo ligzdu skaits visās apsaimniekotajās teritorijās kopā nav būtiski mainījies (3. tabula, 15. attēls). Netika konstatētas būtiskas tārtiņveidīgo putnu ligzdu skaita atšķirības laika posmā no 2001. līdz 2010. gadam un pēc plūdu izraisītajām augāja pārmaiņām.

Kaut arī daļā teritorijas postītāji tiek apkaroti, tie atkal ieceļo no jauna (Opermanis u. c. 2005). Sekmīgai Amerikas ūdeļu ierobežošanai Engures ezera dabas parkā rekomendēts sākt to ķeršanu putnu pirmsligzdošanas periodā (martā–aprīlī), aptverot vismaz trešdaļu ezera (1500 ha) un lietojot 20 slazdus (Mednis 2002b). Lai izķertu 70% šīs invazīvās sugas populācijas Patagonijā, bija

aprēķināts, ka slazdi jāizvieto ik pēc 200 m (Medina-Vogel et al. 2015). 1998.–2000. gadā, izskaužot Amerikas ūdeļu Hījumā salā Igaunijā, vairākus mēnešus tika lietoti 60 slazdi (Maran 2000 Engures ezera dabas parka teritorijās ik gadus tika lietoti 5–10 (vidēji 7,3) ūdeļu dzīvķeramie slazdi, kas izlikti galvenokārt tieši ligzdošanas vietās. Visticamāk, pārāk maza slazdu skaita dēļ Amerikas ūdeļu postījumus pilnībā novērst neizdevās. Šīs lamatas nenovērs arī jenotsuņu un lapsu klātbūtni ligzdošanas vietās. Jenotsuņu un lapsu apkarošana notika tikai tad, kad postījumi jau bija sākušies. Krūmi un koki aizaugušajā Lielrovā savukārt kalpoja par sēdvietu ligzdu postītājiem vārņveidīgajiem putniem.

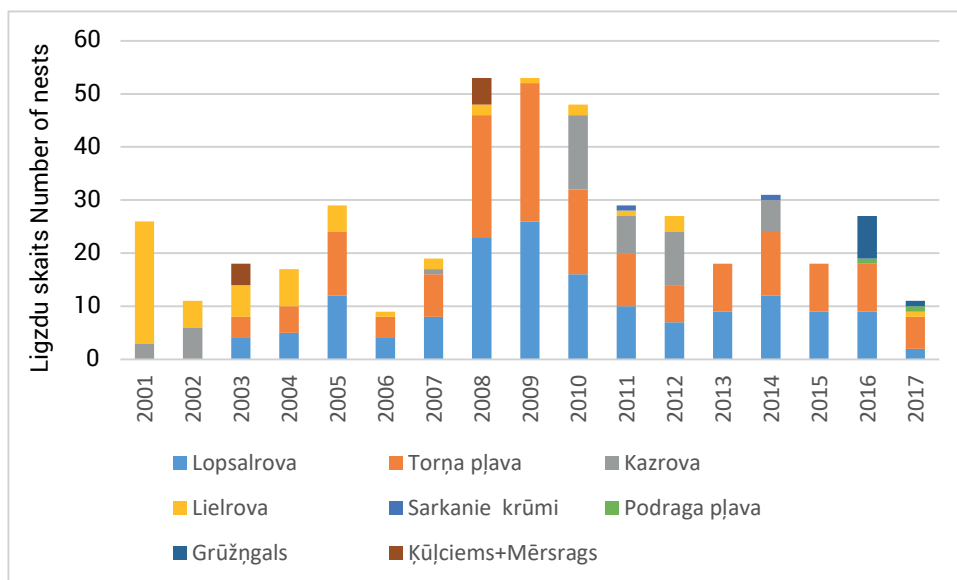
14. attēls. Kopējais piļu ligzdu skaits apsaimniekotajās teritorijās no 2001. līdz 2017. gadam.

Figure 14. Total number of duck nests in the managed areas in 2001–2017.



15. attēls. Kopējais bridējputnu ligzdu skaits apsaimniekotajās teritorijās no 2001. līdz 2017. gadam.

Figure 15. Total number of wader nests in the managed areas in 2001–2017.



3. tabula. Ūdensputnu skaita pārmaiņu būtiskums apsaimniekotajās teritorijās no 2001. līdz 2017. gadam.

* Izmaiņas ir statistiski būtiskas.

Suga	R	p
Platknābis <i>Anas clypeata</i>	-0,439	0,09
Meža pīle <i>Anas platyrhynchos</i>	-0,828	0,001*
Prīkšķe <i>Anas querquedula</i>	-0,630	0,01*
Pelēkā pīle <i>Anas strepera</i>	-0,581	0,02*
Brūnkaklis <i>Aythya ferina</i>	-0,449	0,08
Cekulpīle <i>Aythya fuligula</i>	-0,209	0,44
Pļavu tilbīte <i>Tringa totanus</i>	0,076	0,78
Ķīvīte <i>Vanellus vanellus</i>	0,251	0,348
Melnā puskuitala <i>Limosa limosa</i>	-0,116	0,668
Mērkaziņa <i>Gallinago gallinago</i>	-0,072	0,783

Negaidīti postījumi bija govju sabradātās ligzdas Lopsalrovā. Piecpadsmit govīs Torņa pļavas 28 ha veido dzīvnieku blīvumu 0,54 govīs uz hektāru. Kad šie dzīvnieki, dunduru vai kāda cita iemesla dēļ, atbrien uz Lopsalrovas 1,2 ha lielo platību, lopu blīvums sasniedz jau 12,5 govīs uz hektāru. Lai apsaimniekošana neapdraudētu putnu populācijas, būtu labāk jānožogo Lopsalrova. Citi autori iesaka ganīšanu ligzdošanas vietās uzsākt laikā, kad 2/3 ligzdošanas sezonas jau pagājusi (Pakanen et al. 2016).

Tieša ligzdu sabradāšana nav vienīgā pārāk augstas ganīšanas slodzes ietekme. Noganīšanas intensitāte ietekmē zelmeņa augstumu. Katrai mērķa sugai ir nedaudz atšķirīgs labvēlīgākais augāja stāvoklis (zelmeņa augstums, ciņu daudzums) ligzdošanas vietās. Pīļu ligzdas visbiežāk atrastas 30–45 cm augstā veģetācijā (Меднис 1968), mērkaziņai un melnajai puskuitalai labvēlīgs veģetācijas augstums ir ap 25 cm, pļavu tilbītei – 15–30 cm, bet ķīvītes iecienītais augājs ir visīsākais – 5–10 cm (Durant et al. 2008). Tomēr ir dati, ka vietās ar stipru plēsonību labākas ligzdošanas sekmes bridējputniem nodrošina nedaudz augstāks zelmenis (van der Wal, Palmer 2008).

Mazuļu vadāšanas laikā zosis dod priekšroku vietām ar zemāku veģetāciju (Olsson et al. 2017). Vietas, kur kā apsaimniekošanas metode bija izvēlēta noganīšana (Ķūlciena pļava, Torņa pļava), pēdējos gadus regulāri izmanto apmēram 40 meža zosu pāri ar mazuļiem (2. tabula). Pieaugusi meža zoss diennaktī apēd 1,3 kg zāles dienā (Crocker et al. 2001), tātad arī zosu klātbūtne atstāj vērā ņemamu ietekmi uz augāju. Engures ezera dabas parka ligzdojošo meža zosu skaits aug – ja 20. gs. 90. gadu beigās to skaits vērtēts 35 pāri (Vīksne 2000), tad šobrīd skaits vērtējams kā 120 pāri. Plānojot vēlamo augāja stāvokli, būtu jāņem vērā lopu un zosu mijiedarbība.

Apsaimniekošanas mērķis bija palielināt vides bioloģisko ietilpību, ietekmējot veģetāciju ligzdošanas vietās un ierobežojot plēsēju klātbūtni. Tomēr tie ir tikai divi no daudzajiem šo lielumu veidojošiem faktoriem (Vīksne 2013). Bridējputnu mazuļu vadāšanas vietām var būt atšķirīgas prasības kā ligzdošanas rajoniem, kur svarīgāks par augāja augstumu ir augsnes irdenums un slieku daudzums augsnes virskārtā (Leito et al. 2014). Engures ezera dabas parkā nav veikti pētījumi

par bridējputnu mazuļu barošanās apstākļiem un izdzīvotību. Iespējams, ka, iegūstot papildu informāciju un mazliet koriģējot ganīšanas laiku un slodzi, iegūtā vides bioloģiskā ietilpība būtu vēl lielāka.

Secinājumi

1. Laikā no 2001. līdz 2017. gadam Engures ezera dabas parkā 235 ha platībā veikti apsaimniekošanas pasākumi ligzdošanas biotopu atjaunošanai, uzturēšanai (veidotas saliņas, pļautas niedres un krūmi, ganīti lopi) un ligzdošanas sekmju palielināšanai (noķertas 75 Amerikas ūdeles un divi sermuļi, likvidēti 13 jenotsuņi un divas lapsas).
2. Putni labprāt sāk ligzdot apsaimniekotajās teritorijās, bet, ja vairošanās sekmes nav pietiekami augstas, populācijas nav stabilas. Vietās, kur plēsēju kontrole netika veikta (Ķūlciena pļava, Mērsraga pļava) vai bija nepietiekama (Kazrova, Sarkanie krūmi), ūdensputni vairs sekmīgi neligzdo. Vienā teritorijā (Sarkanie krūmi) vietas pamešanu veicināja jūraskraukļu radītais traucējums.
3. Lielrovā, kur apsaimniekošanas darbi uzsākti vēlāk nekā citās teritorijās, ligzdojošo pīļu un tārtiņveidīgo populācijas 16 gadu laikā saruka no 210 līdz vienai ligzdai. Apsaimniekotajās teritorijās būtiski sarucis meža pīļu ($p = 0,001$), priekšķes ($p = 0,01$) un pelēkā pīles ($p = 0,01$) skaits. Kopš 2013. gada sekmīgo pīļu ligzdu kopskaits apsaimniekotajās teritorijās nepārsniedz 20 ligzdas gadā.
4. Apsaimniekošana ir labvēlīgi ietekmējusi bridējputnu populācijas (apturējusi lejupslīdi) un kopumā labvēlīgi ietekmē arī pīles, piesaistot ligzdošanas vietām kajiveidīgos. Tomēr Lopsalrovā augājs vairs nav optimāls pīļu ligzdošanai, turklāt daļu ligzdu sabradā lopi. Vides ietilpību varētu paaugstināt, novēršot šīs salas noganīšanu ligzdošanas sezonas laikā.
5. Apsaimniekotās teritorijas mazuļu vadāšanai izmanto ap 40 meža zosu pāri.
6. Trūkst datu par pīļu un bridējputnu mazuļu izdzīvotību pēc ligzdas atstāšanas.

Pateicības

Autori pateicas visiem uzskaišu dalībniekiem un biotehnisko pasākumu veicējiem un īpašā pateicībā piemin J. Vīksni, kura fotoarhīvs bija nenovērtējams palīgs raksta tapšanā.

Literatūra

- Auniņš A. 2008. Priekšvārds: dabas apsaimniekošana un tās efektivitātes monitorings. Grām.: Auniņš A. (red.). Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 5–8.
- Blums P., Mednis A. 1991. Management of islands for breeding waterfowl on Engure marsh, Latvia. In: Finlayson, Larsson (Eds.) Wetland management and restoration. Solna, Sweden, 128–134.
- Crocker D., Hart A., Gurney J., McCoy C. 2002. PROJECT PN0908: Methods for estimating daily food intake of wild birds and mammals. DEFRA, York, 22 p.
- Durant D., Tichit M., Kerneis E., Fritz H. 2008. Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives – a review. *Biodiversity and Conservation* 17: 2275–2295.
- Eiropprojekts 2011. Dabas parks "Engures ezers". Dabas aizsardzības plāns. SIA "Eiropprojekts", Rīga, https://www.daba.gov.lv/upload/File/DAPi_apstiprin/DP_Engures-ez-11.pdf.
- Janaus M. 2002. Mākslīgo salu veidošana ūdensputnu ligzdošanai. Grām.: Opermanis O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Rīga, 74–80.
- LDF 2000. Dabas parks "Engures ezers". Dabas aizsardzības plāns. Latvijas Dabas fonds, Rīga.
- Leito A., Elts J., Mägi E., Truu J., Ivask M., Kuu A., Ööpik M., Meriste M., Ward R., Kuresoo A., Pehlak H., Sepp K., Luigujõe L. 2014. Coastal grassland wader abundance in relation to breeding habitat characteristics in Matsalu Bay, Estonia. *Ornis Fennica* 91: 149–165.
- Maran T. 2000. Removal of American mink, *Mustela vison* from Hiiumaa. Report. http://www.lutreola.ee/lutreola/html/pdf/removal_eng.pdf
- Medina-Vogel G., Barros M., Monsalve R., Pons D. J. 2015. Assessment of the efficiency in trapping North American mink (*Neovison vison*) for population control in Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 88: 9.
- Mednis A. 2002a. Niedru pļaušanas ietekme uz ligzdojošo ūdensputnu skaitu. Grām.: Opermanis O. (red.). Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 81–87.
- Mednis A. 2002b. Amerikas ūdele ūdensputnu ligzdošanas vietās: kā ar to cīnīties? Grām.: Opermanis O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 57–61.
- Mednis A. 2008. Pļavu biotopu kā putnu dzīves vietu atjaunošana Engures ezera dabas parkā 2003.–2007. gadā. Grām.: Auniņš A. (red.) Aktuālā savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas problemātika Latvijā. Latvijas Universitāte, Rīga, 143–162.
- Olsson C., Gunnarsson G., ElMBERG J. 2017. Field preference of Greylag geese *Anser anser* during the breeding season. *European Journal of Wildlife Research* 63: 28.
- Opermanis O. 2002. Dedzināšana kā paņēmieni aizsargājamo pļavu putnu biotopu atjaunošanai. Grām.: Opermanis O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 28–33.
- Opermanis O., Mednis A., Bauga I. 2005. Assessment of compensatory predation and re-colonisation using long-term duck nest predator removal data. *Acta Universitatis Latviensis* 691, *Biology*: 17–29.
- Pakanen V., Aikio S., Luukkonen A., Koivula K. 2016. Grazed wet meadows are sink habitats for the southern dunlin (*Calidris alpina schinzii*) due to nest trampling by cattle. *Ecology and Evolution* 6 (20): 7176–7187.
- R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>.
- Rūsiņa S., Priede A., Toča L. 2013. Dabiskie zālāji Engures ezera sateces baseinā – izmirstošas ekosistēmas vai neapzināts resurss? Grām.: Kļaviņš M., Melecis V. (red.) Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga: 199-222.

- Rūsiņa S. 2013. 1630* Piejūras zālāji. Grām. Auniņš A. (red.). Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. Rīga, Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 200.–201. lpp.
- Eiropprojekts 2011. Dabas parks "Engures ezers". Dabas aizsardzības plāns laika posmam no 2011. gada līdz 2025. gadam. SIA "Eiropprojekts", Rīga.
- Šiliņš R., Mednis A. 2013. Dažādu apsaimniekošanas pasākumu ietekme uz Engures ezeru un tā piekrastes ekosistēmām. Grām.: Kļaviņš M., Melecis V. (red.) Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga: 288–293.
- Van der Wal R., Palmer S. C. F. 2008. Is breeding of farmland wading birds depressed by a combination of predator abundance and grazing? *Biology Letters* 4: 256–258.
- Vīksne J. 1997. Engure – putnu ezers. Jāņa sēta, Rīga, 111 lpp.
- Vīksne J. 2000. Changes of nesting bird fauna at the Engure Ramsar site, Latvia, during the last 50 years. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B, Vol. 54, No. 5/6 (610/611): 213–220.*
- Vīksne J. 2013. Engures ezera ūdensputnus ietekmējošie faktori. Grām.: Kļaviņš M., Melecis V. (red.). *Cilvēks un daba: Engures ekoreģions. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 143–173.*
- Меднис А. А. 1968. Влияние растительного покрова на видовой состав и размещение гнездящихся уток на островах озера Энгурес. *Экология водоплавающих птиц Латвии. Рига, 71–83.*

SUMMARY

Impact of Habitat Management on Waterbird and Wader Populations in Engure Lake Nature Park in the Period from 2001 to 2017

Until the 1960s, the coastal and lakeshore grasslands and islets in Lake Engure have been used for grazing and hay-making on regular basis. After cessation of these activities, these territories gradually overgrew with reed and shrubs and lost their importance as wader nesting habitat. Since 2001, habitat management (restoration of lakeshore and coastal meadows, reedbed fragmentation, grazing, predator control) in concordance with the management plan of Engure Lake Nature Park has been carried out totally covering 235 ha, though not at all sites simultaneously and with the same intensity. At sites with no or insufficient predator control, as well as at the site where habitat

management began only in 2016, successful waterbird nesting has ceased.

Breeding populations of Mallard *Anas platyrhynchos*, Garganey *Anas querquedula*, and Gadwall *Anas strepera* have decreased significantly. Habitat management has favoured waders (their decline has stopped) and settling of Laridae colonies. In order to increase carrying capacity of the sites, it is recommended to decrease grazing intensity during breeding time and to investigate and prevent negative factors influencing chick survival till fledging.

The managed habitats serve as brooding place for ca 40 Greylag goose *Anser anser* pairs.

Key words: waders, ducks, habitat management, predator control, suitable nesting and feeding habitat.

Mākslīgās ligzdas klinšu un jūras ērglim, melnajam stārķim un ūpim

JĀNIS ĶUZE¹, JURIS LIPSBERGS², MĀRIS STRAZDS³, HELMUTS HOFMANIS⁴

¹ Latvijas Dabas fonds, Vīlandes iela 3-7, Rīga, LV-1011, janis.kuze@ldf.lv,

² Lauteru iela 2, Salacgrīva, Salacgrīvas novads, LV-4033;

³ Latvijas Universitātes Bioloģijas institūta Ornitoloģijas laboratorija, Miera iela 3, Salaspils, LV-2169;

⁴ Dabas aizsardzības pārvalde, Baznīcas iela 7, Sigulda, LV-2150, helmuts.hofmanis@daba.gov.lv

Kopsavilkums

Rakstā detalizēti apskatīta metode mākslīgo ligzdu būvēšanai, izmantojot divu balstu pāru balstītu platformu. Šādu mākslīgo ligzdu var izvietot jebkurā pietiekami resnā un noturīgā kokā neatkarīgi no vainaga formas vai zaru noturības. Metodi sāka pielietot 20. gs. 90. gadu sākumā, bet laika gaitā tā ir pilnveidota, ļaujot izmantot resnākus un izturīgākus materiālus, kā arī atvieglojot konstrukcijas izvietojšanas darbus kokā.

Četrām šajā rakstā apskatītajām sugām laika periodā no 1998. līdz 2017. gadam ir uzbūvētas 105 mākslīgās ligzdas (melnajam stārķim *Ciconia nigra* – 52, ūpim *Bubo bubo* – 30, klinšu ērglim *Aquila chrysaetos* – 21 un jūras ērglim *Haliaeetus albicilla* – divas), un to apdzīvotība ir vērtējama kā ļoti laba – 37% melnajam stārķim un ūpim, 38% klinšu ērglim un 50% jūras ērglim.

Atslēgas vārdi: ligzdas platforma, ligzdas būvēšanas metodika, melnais stārķis, jūras ērglis, klinšu ērglis, ūpis.

Ievads

20. gs. otrajā pusē Latvijas ornitologi arvien biežāk saskārās ar gadījumiem, kad mežos dzīvojošajām apdraudēto putnu sugām viena no lielākajām problēmām bija ligzdas būvei piemērotu koku trūkums. Par piemērotu ligzdošanas vietu trūkumu visvairāk liecināja pie lielajiem sūnekļiem dažas atrastās klinšu ērgļa *Aquila chrysaetos* ligzdas, piemēram, vēja izgāzta un iekārušās koka saskares vietā ar citu koku (Виксне 1975) vai uz vējaslotas (J. Lipsberga novērojumi). Praktiskus risinājumus šai problēmai piedāvāja citu PSRS republiku ornitologi, kas bija izstrādājuši metodes mākslīgo ligzdu (ML) būvēšanai (Дробялис 1982, 1983; Ивановский 1985, 1990). Latvijā tās vispirms tika piemērotas zivju ērgļu *Pandion haliaetus*, kā arī jūras ērgļa *Haliaeetus albicilla* un klinšu ērgļu piesaistīšanai (Bergmanis 1986). Sākotnēji ieteiktajām metodēm par ligzdas balstiem kalpoja ligzdas koka zari. Šādas konstrukcijas ML bija samērā ātri, ērti un bez lielas piepūles uzbūvējamas. Taču lielām ligzdām šādi ligzdas atbalsti un uz tiem būvētās rāmja konstrukcijas ne vienmēr bija pietiekami izturīgas. Problēma bija īpaši izteikta ligzdām, kas pakļautas lielākām slodzēm – stipram vējam, slapja

sniega sagūlumiem un tamlīdzīgi. Vēlāk Latvijas Dabas fonda īstenotā projektā „Mākslīgās ligzdas lielajiem ērgļiem – jūras ērglim un klinšu ērglim” J. Lipsberga vadībā tika izstrādāts stabilāks ML paraugs (Lipsbergs 1995). Šo ML raksturoja ar metāla vītņstieņiem sastiprināti divdaļīgi balsti, ligzdas ciešāka saskare ar stumbru un izturīgs rāmis. Šādas konstrukcijas ligzdas raksturo daudz lielāka noturība pie slodzēm, dažos gadījumos, kad pēc uzbūvēšanas ligzda gāja bojā (pēc 2005. gada vētras), tas notika tikai kopā ar visu vētras nolauzto ligzdas koku, ligzdas rāmja konstrukcijai paliekot nebojātai.

Kopš 21. gs. sākuma šī metode attīstīta tālāk un ar labiem panākumiem pielietota klinšu ērgļa, jūras ērgļa, melnā stārķa un ūpja piesaistīšanai. Lai gan vietas izvēle un ligzdas „gala apdare” katrai no šeit apskatītajām sugām domātajām ML ir atšķirīga, pašas ligzdas konstrukcija tiek būvēta pēc viena parauga. Šajā rakstā mēs sniedzam informāciju par ML būvei nepieciešamajiem materiāliem, pašas būves gaitu un izvērtējam galvenos ML būves rezultātus.

Materiāls un metodes

1. tabula. Galvenie mākslīgās ligzdas raksturojošie parametri.

Suga	Augstums virs zemes	Koku suga	Novietojums kokā	Brīva telpa virs ligzdas	Citi faktori	Informācijas avots
Melnais stārķis	Vid. 13,3 m (10–18 m)	Priede, ozols, egles, citi	(Paslēpta) zem vainaga	>1,5 m	Sēdzars/nolaišanās vieta/ guļvieta otram putnam	Strazds (red.) 2011
Jūras ērglis	Vid. 23 m (14–34 m)	Priede, egles, apse	Galotnes daļā	>2 m	Ligzdas vainags jānostiprina pret vēja ietekmi	Autoru npublicēti dati
Klinšu ērglis	15–25 m	Priede, egles, apse	Galotnes daļā	>2 m	Ligzdas vainags jānostiprina pret vēja ietekmi	Autoru npublicēti dati
Ūpis	Vid. 11,5 (5,2–20)	Egles, citi	Koka vidusdaļā	>1,5 m	Daļēji noēnota, izklājumā biezs kūdras slānis, iekļauj ligzdas koka stumbru	Lipsbergs 2002

Vietas izvēle

Galvenais priekšnoteikums, lai putni aizņemtu uzbūvēto ML, ir pareizi izvēlēta vieta. Ir jāņem vērā mērķa sugas ekoloģiskās prasības (1. tabula). Jāņem vērā arī iespējama cilvēku radītais traucējums – ligzdas nav vēlamas būvēt vietās, kur regulāri uzturas cilvēki. Tā kā ligzdas tiek būvētas ar ilgu paredzamo mūžu, ir vērts noskaidrot, vai iecerētajā vietā nav plānota meža ciršana.

Melnais stārķis

Laikā, kad melno stārķu populācija Latvijā bija vislielākā (20. gs. 80. gadu beigās), šī suga ligzdoja gandrīz visos mežu masīvos un lielākos mežu puduros (Strazds 2011). Veids, kādā putni paši atrod ligzdas kokus, mums pagaidām nav zināms, taču ir skaidrs, ka tas notiek, novērtējot situāciju no gaisa. Kopš 2011. gada ar fotoslazdiem iegūtā informācija (autoru npublicēti dati) liecina, ka esošās ligzdas vienas sezonas laikā apmeklē daudzi putni, tātad tie labi pārzina plašā teritorijā esošās ligzdas. Visdrošākā ML būves vieta ir kādreizējais ligzdas koks vai cits piemērots koks tiešā tuvumā (redzamības attālumā). Ja šāda vieta nav zināma, tad būvei jāizvēlas koks, kas ir pamanāms no gaisa, paturot prātā pielidošanas iespējas – kokam jābūt ar pietiekami lielu vainagu, taču ar piekļuvi no sāna. Šādu situāciju dabiski nodrošina dažāda veida atvērumi vainagu klājā – vecs izgāzies koks, strautu un upīšu tuvums, pārplūstoši klajumi, saimnieciskā

mežā – arī kvartālstīgas un veci meža ceļi.

Jūras ērglis

Ņemot vērā augošo šīs sugas populāciju (LOB, materiāls sagatavošanā), jūras ērglim ML vairs netiek sistemātiski būvētas. To var darīt īpašos gadījumos – piemēram, nokritušas ligzdas vietā vai arī, lai nodrošinātu alternatīvas ligzdvietas zināma iecirkņa teritorijā, tādējādi samazinot iespēju, ka ligzdu mainīšanas rezultātā varētu tikt pamests vietas aizsardzībai izveidots mikroliegums. Esošos ligzdošanas iecirkņos ML vēlamas būvēt līdz 400 m attālumā no aktuālās ligzdas. Tādā attālumā ir reģistrēta lielākā daļa no pārceļšanās gadījumiem (Kuze u. c. 2010). Priekšroka jādod kokiem, kas atrodas vecās, galotņu līmenī skrajās audzēs, kā arī dabisku retaiņu (vējlaužu, bebraiņu) malās. Ja tādu vietu nav, alternatīva ir koki cilvēka radītu atvērumu vainagu klājā (cirsmu, stīgu) tuvumā. Ligzdai jāatrodas koka galotnes daļā, kur paveras plaša pielidošanas zona.

Klinšu ērglis

Latvijā klinšu ērgļu ligzdošana līdz šim ir reģistrēta tikai lielos augstajos purvos – vecās mežaudzēs purvu malās, uz pussalām vai minerālzemēs salām (Bergmanis et al. 2012). Ņemot vērā valdošo rietumu vēja virzienu, ML vēlamas būvēt šādu purvu rietumu malas vai purva minerālzemēs salas, vai

pussalas aizvēja pusē ar skatu austrumu virzienā (Ивановский 2012). Līdzīgi kā jūras ērgļa ligzdām, arī klinšu ērglim pie ligzdas jābūt plašai pielidošanas zonai. Vēlams arī, lai no ligzdas pavērtos skats uz purva atklātajām daļām.

Ūpis

Ūpim ML ir vērts būvēt tur, kur tuvumā ir labas barošanās vietas – putniem un grauzējiem bagāti ezeri un dīķi, lieli atkritumu poligoni, kažokzvēru

audzētavas (Lipsbergs 2002). Piemērotas vietas ir arī pie lielākām pilsētām, kur ir daudz vārnu dzimtas putnu. Ūpim ligzdas var būvēt visdažādākajos mežos – gan melnalkšņu staignajos, gan sausos priežu mežos.

Inventārs, materiāls un nepieciešamais darbspēks

Iepriekš ir norādīts, ka vieglākas konstrukcijas ML var uzbūvēt viens cilvēks (Lipsbergs 2002). Taču šajā rakstā aprakstītais darbs vienatnē nav

2. tabula. Mākslīgo ligzdu būvēšanai nepieciešamais inventārs un materiāli.

Inventārs	Izmērs/Masa	Skaitis
Rokas zāģis		2
Viegls motorzāģis (nav obligāts)		1
Plāns un ass cirvis vai slīmests		2
Āmurs	Min. 800 g	1
Akumulatora urbjmašīna (ar rezerves akumulatoriem) vai rokas sviķurbis		1
Kravu nostiprināšanā izmantojamas siksnas	6 m	2
Trīsis aptuveni 1 m garā virves cilpā		1
Urbis	10 × 200 mm	1
Urbis	5 × 100 mm	1
Magnētiskais skrūvgriežu uzgaļu turētājs urbjmašīnai		1
Skrūves (ar atbilstošiem uzgaļiem magnētiskajam turētājam)	5 × 50 mm	4
Uzgriežņu atslēga uzgriežņiem, kas domāti 10 mm vītņstienim		1
Mērlentes	5 m	2
Kronšteins „krāna” iestiprināšanai ar atbilstošu skrūvi un uzgriezni		1
Viegls maiss ligzdas izklājuma materiāla uzvilksanai kokā		1
Virve materiālu uzvilksanai kokā	60 m × 10–11 mm	1
Līdzīgi ņemamie materiāli		
Vītņstieņi	10 × 200 mm	2
Uzgriežņi	10 mm	4
Paplāksnes 10 mm vītņstienim	30 mm	4
Naglas	6 × 200 mm	20
Naglas	5 × 150 mm	20
Materiāli uz vietas		
Garie balstu pleci (resnākajā galā 12 cm caurmērā), mizoti	4 m	2
Īsie balstu pleci (resnākajā galā 12 cm caurmērā), mizoti	1,5 m	2
Šķērskoki (~10 cm diametrā), mizoti	0,8–1,2 m	~ 10
Miets “krānam” (resnākajā galā ~ 5 cm caurmērā)	1 m	1
Vainagam un izklājumam – zari, skujuas, mizas, kūdra (atkarībā no mērķa sugas)		

veicams – gan darba drošības, gan laika patēriņa dēļ. Būvējot ligzdas kokos ar bezzarainu stumbru, kāpšana zemē pakal materiālam nav racionāla. ML būvēšanā ir jāpiedalās vismaz diviem cilvēkiem, no kuriem viens (ar atbilstošu kvalifikāciju) strādā kokā, bet pārējie veic darbus uz zemes. Divi cilvēki, kas veic uz zemes darāmos darbus (sagarina un mizo būvei vajadzīgos kokus), paātrina ligzdas būvi, bet lielāks cilvēku skaits to vairs būtiski neietekmē, jo ierobežojošais ir kokā veicamo darbu ātrums. Strādājot divatā vai trijatā, vienu ML var uzbūvēt triju līdz sešu stundu laikā. Ņemot vērā to, ka ligzdas visvairāk tiek būvētas rudens un ziemas sezonā, kad dienas ir īsas, parasti tas nozīmē vienu dienu vienai ligzdaī.

Mākslīgās ligzdas būvēšanai nepieciešamā inventāra un materiālu sarakstu skatīt 2. tabulā. Šajā rakstā nav apskatīts kāpšanai kokā paredzētais aprīkojums, jo tas ir atkarīgs no izmantotās kāpšanas tehnikas. Svarīgi piebilst, ka darbu kokā drīkst veikt tikai atbilstoši sagatavota persona, ievērojot visus drošības nosacījumus.

Ligzdas konstrukcijas apraksts un būvēšanas metodika

ML būvēšanā par pamatu izmantota jau iepriekš aprakstīta metode (Lipsbergs 1995, 2002), kas laika gaitā ir attīstīta un būtiski pilnveidota.

Balstu izgatavošana

Melnā stārķa un ērgļu ligzdas ilga mūža laikā var sasniegt ievērojamus izmērus un svaru (Strazds 2011; Strazds (red.) 2011), tāpēc ligzdas pamatu turošajam balstam jābūt iespējami garam un resnam, lai samazinātu iespēju, ka tas pie lielākas slodzes var pārlūzt. Pašas ligzdas svaru ziemā var papildināt bieza un smaga sniega kārta, bet pēc ilgstoša lietuse piemirkušas ligzdas svārs var dubultoties. Kompromiss starp maksimālu noturību un reāli kokā piestiprināmu atbalsta garumu, ir 4 m gari garie balsti. Īsākā balsta garums ir atkarīgs no sugas, kam ligzda tiek būvēta. Abi īsie balsti veido ligzdas pamata rāmja malas. Tāpēc pareiza to garuma izvēle nodrošina iespējas izveidot platformu, kas atbilst mērķa sugas prasībām. Visām šajā rakstā apskatītajām putnu sugām der 1,5 m gari īsie balsti. Ar tādiem var izveidot vismaz 1,2 × 1,0 m lielu ligzdas platformu. Vienas ligzdas



1. attēls. Ligzdas balsti sagatavoti uzvilkšanai kokā.

Foto: J. Ūuze.

Figure 1. Nest supports ready to be installed in the tree.

Photo: J. Ūuze.

būvei nepieciešami divi balstu pāri (1. attēls).

Labākais izmantojamais materiāls ir uz vietas atrodamas slaidas otrā stāva vai paaugas egle, kuru diametrs pie celma nepārsniedz 12 centimetrus. Lai pāildzinātu balstu kalpošanas ilgumu, tie ir jānomizo. Ja ligzdas būvējot, laikapstākļi vai citi faktori ierobežo pieejamo laiku, ligzdas pamata šķērskokus var mizot daļēji, taču balsta kokus vienmēr vēlams nomizot pilnībā. Mežaudzēs, kur egļu nav, var izmantot līdzīgu izmēru priedes vai cietos lapu kokus.

Mēs vienā gadījumā esam izmantojuši jaunus ozolus, bet divos gadījumos balsti tika veidoti no virpotiem, impregnētiem skuju koku mietiem ar diametru 10 cm, kas papildus apstrādāti ar antiseptisku materiālu.

Balstu savienošana

Lai palielinātu saskāres virsmu balstu savienojuma vietā, to resnākos galus no sāniem pietēš plakanus. Tad 10–15 cm no balstu gala ar 10 mm urbi izurbj caurumus vītņstienim. Ja nav akumulatoru urbmašīnas, šo darbu var veikt ar rokas svīķurbi. Tomēr urbmašīna šo darbu ievērojami atvieglo, turklāt tā noder arī balstu nostiprināšanas darbos kokā, kur rokas urbis nav izmantojams. Balstus sastiprina ar vītņstieniem, kurus abos galos noslēdz ar paplāksni un atbilstoša izmēra uzgriezni (2. attēls). Uz zemes šis savienojums jāatstāj vaļīgs, novelkot uzgriežņus tā, lai balstu pleci brīvi kustētos. Uzgriežņus varēs pievilkt tikai pēc tam, kad balsti būs nostiprināti tiem paredzētajās

vietās kokā. Gatavojot balstus, ir jāpatur prātā arī to vēlākais izvietojums kokā, jo īsākajiem pleciem jābūt novietotiem vai nu ligzdas ārmalā, vai iekšmalā (nevis vienam ārmalā un vienam iekšmalā), kas ļauj labāk izvietot ligzdas smaguma centru.

Balstu piestiprināšanas vietas sagatavošana

Balstu nostiprināšana kokā ir grūtākais un laikietilpīgākais darbs. To ir daudz vieglāk paveikt, esot kokā divatā, tomēr, ja tiek izmantotas palīgierīces, pietiek arī ar vienu būvētāju kokā un vienu palīgu uz zemes. Sarežģītākā šī darba daļa ir balstu novietošana tiem paredzētajā vietā, ievērojot pareizus leņķus. Augšējiem (īsākajiem) pleciem ir jābūt horizontāliem un katram no balstu pāriem jābūt vērstam vajadzīgajā virzienā. Šo darbu ievērojami atvieglo palīgierīces, sauktas par „krānu”, izmantošana (3., 4. attēls).

Krānu veido divas daļas – metāla kronšteins un tajā brīvi iestiprināts aptuveni metru garš kārts gabals, kura caurmērs resnākajā galā ir aptuveni 5 centimetri. Kārts resnāko galu no sāniem pietēš (līdzīgi kā būvējot balstus) un tajā aptuveni 3 cm no gala izurbj 10 mm caurumu. Pēc tam šo galu ar 10 mm skrūvi un uzgriezni iestiprina kronšteinā tā, lai tas brīvi kustētos. Krānu nostiprina kokā aptuveni metru augstāk nekā plānotā balsta novietošanas vieta, vēršot to tādā pašā virzienā. Kronšteinu pie koka stumbra pieskrūvē ar 2–4 aptuveni 50 mm garām skrūvēm, savukārt krāna galu iekar saitē, kas atsietā pret koka stumbru 2–3 m augstāk. Vispiemērotākās saites ir speciālas kravas nostiprināšanas siksnas, kuru garumu iespējams regulēt. Krāna galā virves cilpā iekar trīsi. Tam ir jāatrodas precīzi virs vietas, kur pēc balsta pacelšanas atradīsies balstu savienojuma vieta.

Dažkārt koka vainags ļauj iztikt bez krāna lietošanas. Ja virs paredzētajām balstu novietošanas vietām ir pietiekami resni zari, trīsi var iekārt zarā. Pašu zaru drošības pēc ar saitēm var atsiet pret koka stumbru virs tā, līdzīgi kā tas tiek darīts ar krānu.

Kad trīsis ir nostiprināts, tam cauri izver virvi ar kuru tiks vilkti augšā visi ligzdas būvei nepieciešamie materiāli. Virvei ir jābūt vismaz 10 m garākai nekā divkāršam būvējamās ligzdas augstumam virs zemes. Mūsu pieredze liecina, ka pietiek ar 60 m garu virvi.



2. attēls. Balstu savienojuma vieta. Foto: J. Ķuze.
Figure 2. Joint place of nest support. Photo: J. Ķuze.



3. attēls. „Krāna” kronšteins piestiprināts virs paredzētās balsta nostiprināšanas vietas. Foto: J. Ķuze.
Figure 3. Attachment point of supporting device, used during the lifting and positioning of nest supports. Photo: J. Ķuze.



4. attēls. „Krāns” nostiprināts vietā un iekārts siksnā. Trīsis atrodas virs balstu savienojuma vietas. Foto: J. Ķuze.
Figure 4. Supporting device positioned in place. Pulley is located above the joint place of nest support. Photo: J. Ķuze.



5. attēls. Abi balsti nostiprināti kokā. Foto: P. Strautiņš.
Figure 5. Both nest supports are fixed to the tree.
Photo: P. Strautiņš.



6. attēls. Pēc balstu nostiprināšanas tiek uzsākts darbs pie platformas veidošanas. Foto: J. Ķuze.
Figure 6. When both nest supports are in place, constructing of platform is started. Photo: J. Ķuze.



7. attēls. Pabeigta platformas konstrukcija. Lai sagatavotu labāku pamatu vainaga nostiprināšanai, var izmantot papildus šķērskokus, kas pārsisti pāri platformai virs balstu pleciem. Foto: J. Ķuze.
Figure 7. Constructing of platform is completed. Fastening of nest material (branches) will be easier if additional sticks will be nailed on top of platform roughly over the nest support. Photo: J. Ķuze.

Balstu nostiprināšana kokā

Balstu (plecu savienojuma vietā) iesien vienā virves galā. Tad uz zemes esošais palīgs, velkot virves otru galu, paceļ balstu līdz tā plānotajai atrašanās vietai. Plānotajā vietā balsta savienojuma vieta ir jānofiksē iecerētajā augstumā. To var izdarīt, atsienot velkamās virves otru galu vai iekarot balstu virs tā esošajā krānā vai zaros ar papildus saitēm.

Vīspirms ar divām līdz trim 200 mm garām un 6 mm resnām naglām pie koka pienaglo augšējo jeb īsāko plecu. Balsts pie koka jānaglo tā, lai tā pleca garums no koka stumbra līdz balstu pāra savienojuma vietai būtu 1,2 metri. Lai būtu vieglāk iedzīt naglas un lai balsts nepārpļistu, naglu vietas vēlams izurbt (ar 5 mm urbi). Pēc augšējā pleca nostiprināšanas to pašu izdara ar apakšējo jeb garāko plecu. Stiprinot apakšējo balstu, jāpārlicinās, lai nemainītos augšējā pleca līmeņojums. Pēc abu balstu plecu nostiprināšanas vietā nofiksē to savienojuma vietas, pievelkot uzgriežņus.

Pēc tam līdzīgā veidā pareizi novieto un nostiprina otru balstu. Attālumam starp abu balstu savienojumu vietām jābūt aptuveni 80 cm (5. attēls).

Platformas būvēšana

Pēc abu balstu nostiprināšanas būvē trapeces formas ligzdas platformu – tālāk nost no



8. attēls. Pabeigta klinšu ērglim domāta mākslīgā ligzda. Foto: J. Ķuze.
Figure 8. Completed artificial nest for Golden eagle.
Photo: J. Ķuze.

stumbra – pie balstu galiem (6. attēls) izmanto aptuveni 120 cm garus šķērskokus (trapeces garākā mala), savukārt koka stumbram tuvākais šķērskoks (trapeces īsākā mala) ir aptuveni 80 cm garš. Starp šķērskokiem parasti atstāj vairākus centimetrus lielas atstarpes (7. attēls). Platformas forma ir atšķirīga ūpim domātajām ligzdām (skat. *Sugām specifiskas prasības*), kurām ir jāiekļauj ligzdas koka stumbrs. Ligzdas platformu 20–30 cm biezā slānī noklāj ar zariem, iedobumā var iebērt pēc materiālu mizošanas palikušās mizas vai zemsedzes kūdras (8. attēls). Lielāka uzmanība jāpievērš ūpim domātu ML iedobumu sagatavošanai, kā arī melnajam stārķim būvētu ML platformu gala noformēšanā (skat. *Sugām specifiskas prasības*).

Ligzdas būvēšanas darbus pabeidz, izzāģējot traucējošos zarus – virs melnajam stārķim un abām lielajām ērgļu sugām būvētām ML zari tiek novākti 1,5–2 m augstumā. Ja ligzda ir būvēta eglē, izzāģē arī zarus līdz 4–5 m augstumā virs zemes, lai samazinātu iespēju, ka pie ligzdas viegli var piekāpt nevēlami traucētāji.

Sugām specifiskās prasības

Ūpis

Atšķirībā no citu pētnieku (Воронецкий, Демянчик 1990) ieteiktajiem šai sugai piemēroto ML tipiem, šis modelis ļauj pielāgoties ūpja paradumam savu ligzdvietau izvēlēties cieši blakus kādam aizsegam. Ūpim domātas ML koka stumbru iebūvē ligzdā, ligzdas rāmi papildinot ar papildus šķērskokiem, kas ļauj platformas konstrukciju ievērojami paplašināt – vēlams, lai tā caurmērā būtu vismaz 1,5 m liela. Ligzdas apmale ML koku ieskauj, dodot iespēju perējošajam putnam ar muguru cieši piekļauties pie koka stumbra, līdzīgi kā tas notiek, ja ligzda atrodas uz zemes. Iespējams, ka tieši šai ligzdas īpašībai ir izšķirošā loma ūpju piesaistīšanā ligzdošanas vietai.

Atšķirībā no ērgļiem domātajām ML, ūpja ML kokā novietojama nevis galotnes daļā, bet ievērojami zemāk – aptuveni koka vidusdaļā, vēlams ne zemāk par 8–10 m virs zemes.

Ūpja ligzdai obligāts ir izklājums no kūdras, smalkām ēveļskaidām, zāģu skaidām vai to maisījuma. Sūnas noder ligzdas pamatnes daļas un sānu sienīņu (vainaga) noblīvēšanai, sabāžot

tās starp zariem un skujām. Stumbram piegulošajā daļā ligzdai jābūt pietiekami plašai, jo tieši šeit ūpja mātīte izvēlēsies vietu olu dēšanai un kašņās iedobumu.

Ja ūpim domātu ligzdvietau ilgstoši apspīd saule, virs ligzdas no zariem un sūnām vēlams izveidot slietenveidīgu aizsegu („saulesargu”). Tā pavēni ūpēni labprāt izmanto, lai izvairītos no saules svelmes. Arī 2017. gadā pie ūpja ML novietotā interneta tiešsaistes kamera (Dabasdati 2017), apliecināja, ka ūpēni atpūtai izvēlas noēnotās ligzdas platformas vietas. Šis aspekts jāņem vērā, izvēloties potenciālo ligzdas koku mežaudzē un ligzdas platformas novietojuma vietu kokā. Ūpim ML jābūvē ēnainākā, nevis saules staru apspīdētā vietā. Detalizēta informācija par ūpja ML būvēšanu un vietas izvēli ir sniegta jau iepriekš (Lipsbergs 1993, 1995, 1996, 2000, 2002, 2003, 2004, 2007a, 2007b, 2011, 2013).

Melnais stārķis

Būvējot ML šai sugai, jāpatur prātā tas, ka ligzdai tuvu esošus ērti pielidojamus lielus zarus melnie stārķi bieži izmanto kā atpūtas un nakšņošanas vietas. ML atrašanos kokā vēlams plānot tā, lai tieši zem ML (vai tai blakus) atrastos kāds garš zars. Ja ligzda jābūvē pie bezzaraina stumbra, šādu „zaru” var izveidot mākslīgi, aptuveni divas reizes pagarinot vienu no ligzdas tālākajai malai tuvākajiem šķērskokiem, kas tiek izbīdīts uz vienu sānu.

Apstākļi, kas, iespējams, spēlē lomu ligzdu aizņemšanā pirmajā gadā pēc tās uzbūvēšanas (ja ML uzbūvēta ziemā vai agri pavasarī), ir zaru izvēle ligzdas vainagam un iedobumam. Noformējot ML platformu, vēlams ligzdas materiālu veidot no zariem, kam nav zaļu skuju. Ja ML tiek būvēta nesen nokritušas vai nestabilas un tāpēc pārbūvējamas ligzdas vietā, vislabāk lietot vecās ligzdas materiālu. Ja tāda nav, tad vainagam un izklājumam jāizmanto sausi zari un kūdra. Tad uzbūvētā ligzda daudz vairāk līdzināsies izvestai stārķa ligzdai, nevis svaigi pušķotai vanaga vai ērgļa ligzdai.

Jūras ērglis un klinšu ērglis

Abām lielo ērgļu sugām būvētām ML atšķiras no ūpim un melnajam stārķim domātajām ar novietojumu kokā – tām jāatrodas koka galotnes

3. tabula. Uzbūvēto mākslīgo ligzdu aizņemtība.

Suga	Laika periods	Uzbūvētas ML	P	E	Oz	Os	M	A	B	Pārbau- dītas	Aizņem- tas	Aizņem- tas (%)
Melnais stārķis	2001–2017	52	34	5	9	1		3		49	18	37%
Jūras ērglis	2010–2017	2	1						1	2	1	50%
Klinšu ērglis	2002–2017	21	15	5				1		21	8	38%
Ūpis	1998–2017	30	10	16			1		3	30	11	37%

P – priede, E – egle, Oz – ozols, Os – osis, M – melnalksnis, A – apse, B – bērzs.

daļā, kur paveras plaša pielidošanas zona. Tādēļ ērgļu ML ir daudz vairāk pakļautas vēja iedarbībai. Tas jāņem vērā, arī veidojot ligzdas vainagu. Lai vējš to nenopūstu, vainags vairākās vietās pie ligzdas platformas jāpiestiprina ar stiepli. Lielākus ligzdas vainagā iebūvētus zarus var arī pie platformas pienaglot ar naglām, vai arī zaru galus var iestiprināt (ieķīlēt) starp platformas šķērskokiem.

Rezultāti un diskusija

Kopumā rakstā apskatītajām četrām sugām ir uzbūvētas 105 ML, no tām aptuveni puse – melnajam stārķim. Ligzdu aizņemtība ir parādīta 3. tabulā. Aizņemtu ligzdu attēli parādīti 1. pielikumā.

Melnais stārķis

Melnais stārķis ir konservatīvs ligzdas izmantošanā, un pārceļšanās uz jaunu vietu notiek tikai tad, ja kādi apstākļi uz to piespiež. Pēdējos gados to sekmējusi galvenokārt pieaugošā mežu izciršanas intensitāte, bet otrs nozīmīgs faktors ir plēsēju darbība (Strazds 2011). Taču, ja putns pats jau ir uzbūvējis citu ligzdu kādā pietiekami netraucētā vietā, nav sagaidāma tā atgriešanās kādreizējā ligzdošanas vietā, kur tagad ir uzbūvēts ML pamats, kamēr vien ir apdzīvota cita ligzda. Tāpēc ML neaizņemšanai var nebūt nekādas saistības ar uzbūvētās ligzdas kvalitāti, vietas izvēli un citiem jauno ligzdu ietekmējošiem faktoriem.

Uzreiz parasti tiek aizņemtas tās ML, kas uzceltas pa ziemu nokritušas ligzdas vietā, sezonu neizlaižot. Visos citos gadījumos ML tiek aizņemtas pēc kāda laika, kas var būt arī ļoti ilgs. Lielākā daļa ligzdu ir būvētas no 2013. līdz 2016. gadam, tāpēc varētu būt, ka daudzu ligzdu aizņemšanas laiks vēl nav pienācis.

Mūsu būvēto ML pamatu aizņemtība ir ļoti laba (3. tabula). Melnajam stārķim tā ir līdzīga dabisko ligzdu aizņemtībai. Piemēram, no 193 teritorijām, kurās ligzdas ir pārbaudītas 2016. gadā (neskaitot teritorijas, kurās ir ML), putni ligzdoja vai mēģināja to darīt tikai 60 ligzdās jeb 31% (autoru nepublicēti dati).

Klinšu ērglis

Klinšu ērgļa aizņemto ML īpatsvars – 38% (3. tabula) – ir ļoti labs. Tomēr ir svarīgi piebilst, ka aizņemtās astoņas ligzdas atrodas tikai četrās ligzdošanas teritorijās. Vienā no tiem ir trīs ligzdas, kuras putni regulāri maina. Attālums starp tālākajām aizņemtajām ML šajā teritorijā ir 2,7 km, savukārt attālums starp tālāko ML un pēdējo šajā teritorijā zināmo dabisko ligzdu – pat 6,9 kilometri.

Klinšu ērglis ligzdas mēdz regulāri mainīt, tāpēc tā ligzdošanas iecirkņos vēlams uzbūvēt vairākas alternatīvas ligzdas. Līdzīgi kā melnie stārķi, arī klinšu ērgļi tiem būvētās ML visātrāk aizņem jau esošajos ligzdošanas iecirkņos. Tur ML var aizņemt pat nākamajā gadā pēc tās uzbūvēšanas. Jaunās teritorijās ML var stāvēt neaizņemtas daudz ilgāk. Vienā gadījumā klinšu ērglis aizņēma tam uzbūvētu ML pēc četriem gadiem. Spriežot pēc tēviņam nolasītā gredzena, šo ligzdu aizņēma jauns pāris, kas mēģināja ligzdot pirmo reizi. Tāpēc ir pamats uzskatīt, ka putni uz ML nav pārcēlušies no citas teritorijā jau esošas un mums nezināmas dabiskās ligzdas. Taču ir arī tādi purvi, kuros ML ir uzbūvētas pirms vairāk nekā sešiem gadiem un kur tās joprojām nav aizņemtas. To visdrīzāk var skaidrot ar brīvu, jaunas teritorijas meklējošu putnu trūkumu.

Jūras ērglis

Kopš 2002. gada ir uzbūvētas tikai divas jaunas ML jūras ērglim. Viena no tām tika uzbūvēta esošā

ligzdošanas teritorijā, kur iepriekšējā ML draudēja nogāzties, jo koks bija nokaltis. Šajā ligzdā ērglis sekmīgi ligzdoja jau nākamajā sezonā. Citur ir veikta tikai iepriekš uzbūvēto ligzdu uzturēšana darba kārtībā (platformu un vainaga atjaunošana). Lielākā skaitā ML šai sugai ir būvētas laikā pirms šajā rakstā apskatītā perioda (1991.–2001. gadā), kad uzbūvētas pavisam 25 ML, no kurām tika aizņemtas deviņas (36%), no kurām jūras ērgļi ligzdoja četrās jeb 16% no kopējā uzbūvēto ML skaita (Lipsbergs 2002). Mākslīgajām ligzdām ir bijusi nozīmīga loma populācijas sākotnējās atgūšanās laikā 20. gs. 90. gados – 1990. gadā no divām zināmajām apdzīvotajām šīs sugas ligzdām Latvijā viena atradās uz mākslīgi būvētas ligzdu pamatnes, savukārt 1994. gadā tādas bija visas sešas zināmās apdzīvotās ligzdas (LOB, materiāls sagatavošanā). ML nozīme laika gaitā ir ievērojami mazinājusies, un 2017. gadā no Latvijā 75 apdzīvotām ligzdām tikai viena atradās uz ML pamatnes (autoru nepublicēti dati).

Ūpis

Ūpja ligzdošana ML Latvijā tika konstatēta 20. gs. 90. gadu otrajā pusē, kad ūpi aizņēma trīs jūras ērglim būvētas ML. Divas no šīm ligzdām bija uzbūvētas eglēs, bet viena – bērzā (Lipsbergs 2000). Šie atklājumi pamudināja izveidot speciāli ūpim pielāgotu ML modeli.

ML būvēšana speciāli ūpim Latvijā ir aizsākta 1998. gadā (Lipsbergs 2003), pavisam šai sugai ir uzbūvētas 30 ML, no kurām ūpis ir ligzdojis 11 ligzdās.

Kopumā mākslīgajās ligzdās ūpis konstatēts ligzdojam pavisam 41 gadījumā: 22 reizes no 1994. līdz 2010. gadam (Lipsbergs 2011) un

19 reizes no 2011. līdz 2017. gadam. Visgarākais līdz šim novērotais ūpju nepārtrauktas sekmīgas ligzdošanas periods vienā ML mūsu praksē bija septiņus gadus ilgs.

Līdzīgi kā laikā no 2001. līdz 2010. gadam (Lipsbergs 2011), arī no 2011. līdz 2017. gadam ūpim būvētajās ML sekmīgi izvesto mazuļu skaits bija vidēji 2,3 (4. tabula). Tomēr jāpiebilst, ka reāli šis rādītājs varētu būt zemāks, jo ligzdas vairumā gadījumu ir apsekotas īsi pirms ūpēni no tām izlido un nonāk zemē. Citur Eiropā izvesto mazuļu skaits svārstās robežās no viena līdz divi (Mikkola 1983; Cramp 1985; Mebs, Schreizinger 2000; Гричик, Тишечкин 2002). Latvijā konstatētās ligzdošanas sekmes ir ļoti augstas un apliecina ML būvēšanas lietderību šai sugai.

Atšķirībā no dabiskajām ūpja ligzdvietām uz zemes, ML kokos ir pasargātas ne tikai no plēsīgajiem zīdītājiem (izņemot caunas *Martes spp.* un, iespējams, arī Amerikas ūdeles *Mustela vison*), bet arī no cilvēka radītā traucējuma. To pierādījuši dabā veiktie novērojumi – cilvēka pietuvošanās ligzdas kokam neizbiedē perējošo ūpi no ligzdas, kas novietota augstu virs zemes (Lipsbergs 2011).

Mākslīgās ligzdas var nodrošināt arī vairākas priekšrocības, salīdzinot ar dabiskajām kokos būvētajām ligzdām, kādās arī ir atzīmēta ūpja ligzdošana. Jau ilgstoši izmantotas un stipri nolietotas dabiskās ligzdas var būt neizturīgas vai pat atrodas uz sabrukšanas robežas, kas var novest pie dējumu vai perējumu bojāejas. Dažkārt ūpja izmantotas vecas vistu vanagu *Accipiter gentilis*, peļu klijānu *Buteo buteo* un citu plēsīgo putnu būvētas ligzdas izrādās šai sugai pārāk šauras – augošajiem ūpēniem ir nepieciešama plašāka telpa, kur iespējams brīvi pārvietoties.

4. tabula. Ūpja ligzdošana mākslīgajās ligzdās laikā no 2011. līdz 2017. gadam.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2011–2017
Izvestas ligzdas	1	3	1	3	4	2	3	15(17*)
Nesekmīgas ligzdas	0	0	1	0	1	0	0	2
Ligzdošanas sekmes (%)	100	100	50	100	80	100	100	89,5
Izvesto mazuļu skaits	2	6	2	5	10	5	5	35
Vidējais izvesto mazuļu skaits ligzdā	2,0	2,0	2,0	2,5	3,3	2,5	1,7	2,3

* 2014. un 2015. gadā vienā ligzdā izvesto mazuļu skaits palicis nenoskaidrots, un abas šīs ligzdas nav iekļautas izvesto mazuļu skaita aprēķinos.

Pateicības

Ligzdu būvēšanā palīdzību ir snieguši: Andris Avotiņš jun., Valdis Ādamsons, Edgars Bertrams, Arnis Bērziņš, Jānis Bētiņš, Ilmārs Bodnieks, Raits Čakstiņš, Pēteris Daknis, Andris Dekants, Guntars Dolmanis, Andris Eglītis, Līga Feodorova-Feodotova, Kaspars Goba, Jānis Granāts, Guntis Graubics, Jānis Jansons, Aigars Kalvāns, Egils Kazubiernis, Jānis Kažotnieks, Oskars Keišs, Jānis Kuncis sen., Jānis Kuncis jun., Kārlis Lapiņš, Artūrs Laubergs, Ivars Leščinskis, Andris Maisiņš, Aivars Petriņš, Sandris Rabkevičs, Jānis Reihmanis, Ādolfs Sipovičs, Vilnis Skuja, Donāts Spalis, Monvids Strautiņš, Pēteris Strautiņš, Roberts Šiliņš, Modris Štrauss, Elīna Tripāne.

Literatūra

- Bergmanis U. 1986. Reto dienas plēsīgo putnu piesaistīšana ar mākslīgo ligzdu palīdzību. *Mežsaimniecība un mežrūpniecība* 3: 17–21.
- Bergmanis U., Kuze J., Lipsbergs J., Hofmanis H. 2012. The distribution, population dynamics, ecology and protection of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Latvia. Kungsörnen 2012. [zviedriski ar kopsavilkumu angļu valodā].
- Cramp S. (Ed.) 1985. The birds of Western Palearctic, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford, New York, 960 p.
- Dabasdati 2017. Forums, <https://dabasdati.lv/forums/viewtopic.php?f=66&t=3737> (skat. 22.09.2017.)
- Kuze J., Lipsbergs J., Bergmanis U. 2010. Jaunami jūras ērgļu izpētē un ligzdvieta aizsardzībā Latvijā. *Putni dabā* 1–2: 10–19.
- Lipsbergs J. 1993. Artificial nests built on spruce to attract the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*). *The Ring* 15 (1–2): 274–280.
- Lipsbergs J. 1995. Mākslīgās ligzdas paraugs jūras ērglim *Haliaeetus albicilla* un klinšu ērglim *Aquila chrysaetos*. *Putni dabā* 5.2: 91–94.
- Lipsbergs J. 1996. Ūpis *Bubo bubo* pirmoreiz Latvijā ligzdojis kokā – mākslīgajā ligzdā. *Putni dabā* 6.1: 22–24.
- Lipsbergs J. 2000. Drei Bruten des Uhus in künstlichen Horsten in Lettland. *Ornitologische Mitteilungen* 52: 194–198.
- Lipsbergs J. 2002. Mākslīgo ligzdu būvēšana lielajiem ērgļiem un ūpim. Grām.: Opermanis O. (red.) *Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā*. Rīga, 34–39.
- Lipsbergs J. 2003. Ūpis sācis ligzdot šai sugai būvētajās mākslīgajās ligzdās kokos. *Putni dabā* 13.1: 30–33.
- Lipsbergs J. 2004. Mākslīgā ligzda ūpim. *MMD* 2004/4: 24–26.
- Lipsbergs J. 2007a. Kā uzbūvēt ligzdu ūpim? *MMD* 2007/6: 28–31.
- Lipsbergs J. 2007b. Par ūpa ligzdošanu ēkās un mākslīgajās ligzdās kokos. *Putni dabā* 2007/1: 12–13.
- Lipsbergs J. 2011. Kas notiek ar ūpi *Bubo bubo* Latvijā? *Putni dabā* 2011/1: 6–19.
- Lipsbergs J. 2013. Dažas atziņas par projektu „Mākslīgās ligzdas lielajiem ērgļiem un ūpim”. *Putni dabā* 2013/2: 10–13.
- LOB, sagatavošanā. Jūras ērgļa *Haliaeetus albicilla* sugas aizsardzības pasākumu plāns Latvijai. Latvijas Ornitoloģijas biedrība.
- Mebis Th., Schrezingers W. 2000. Die Eulen Europas. Stuttgart, 396 S.
- Mikkola H. 1983. Owls in Europe. T. and A. D. Poyser, Calton, 397 p.
- Strazds M. 2011. Conservation ecology of the Black Stork in Latvia. Dissertation for a PhD in Biology, Zoology. University of Latvia, Riga.
- Strazds M. (red.) 2011. Lielo ligzdu noteicējs. Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga.
- Виксне Я. 1975. Беркут (*Aquila chrysaetos* L.) все же не перестал гнездиться в Латвии. *Zooloģijas muzeja raksti* 12: 69–78.
- Воронецкий В. И., Демянчик В. Т. 1990. Искусственные гнездовья для сов. Методы изучения и охраны хищных птиц. Москва, 270–295.
- Гричик В. В., Тишечкин А. К. 2002. Филин (*Bubo bubo*) в Беларуси: распределение и биология гнездования. *Subbuteo* 5 (1): 3–19.
- Дробялис Э. 1982. Искусственные гнезда для хищных птиц. Экологические исследования и охрана птиц Прибалтийских республик. Тез. докл. Каунас, 12–13.
- Дробялис Э. 1983. Искусственные гнезда для хищных птиц. Охрана хищных птиц. Материалы I собрания по экологии и охране хищных птиц. Наука, Москва, 13–15.

Ивановский В. В. 1985. Опыт привлечения редких хищных птиц в искусственные гнездовья. Информационный листок Бел НИИТИ и ТЕИ Госплана Белорусской ССР, No. 49. Минск, 1–7.

Ивановский В. В. 1990. Искусственные гнездовья для скопы, змеяда, беркута и орлана – белохвоста.

Методы изучения и охраны хищных птиц. Москва, 264–267.

Ивановский В. В. 2012. Хищные птицы Белорусского Поозерья. Витебск: УО «ВГУ им. П. М. Машерова», 209 с.

SUMMARY

Artificial Nests for Golden and White-tailed Eagles, Black Stork and Eagle Owl

In this paper, method of constructing of artificial nest platforms, held by two pairs of supports, is described. Advantage of this construction is the possibility to install it on almost any tree of appropriate size, irrespectively of the structure of branches or shape of canopy. First used in the early 1990s, method has been developed further and considerably improved now. Currently more sturdy and robust materials are used, thus increasing the expected life time of constructed platforms to at least 20 years.

To attract four target species, 105 platforms have been built in 1998–2017: 52 for Black stork *Ciconia nigra*, 30 for Eagle owl *Bubo bubo*, 21 for Golden eagle *Aquila chrysaetos* and two for White-tailed eagle *Haliaeetus albicilla*. Nest occupancy is as follows: 37% for Black stork and Eagle owl, 38% for Golden eagle, and 50% for White-tailed eagle.

Constructing of artificial nests is an important tool in supporting the populations of species in the focus of this article. If built in the succeeding winter, it is efficiently maintaining continuity of breeding sites of Black storks in situations, when natural nest has collapsed.

Properly built platforms are occupied by Eagle owl that mostly nests on ground in natural

situations, thus being exposed to nest predators. Artificial nests for Eagle owl are the most distinctive – they are built on supports of the same design, but final appearance of nest rim differs from nests built for both eagle species and Black stork. Nest rim encloses the nest tree, allowing birds to make the nest bowl just next to the tree.

Artificial nests have played a significant role in supporting of White-tailed eagle population in the 1990s – in 1994 all six known occupied nests in Latvia were located on artificial platforms. Population has considerably increased since then while importance of artificial nests has decreased – in 2017 out of 75 occupied nests only one was located on artificial platform.

Eight artificial nests that are occupied by Golden eagle are located within four breeding territories (in one of them three nests have been built and all have been taken at least once since then). Period between constructing of nest platform and first occupancy by birds varies – in known territories where artificial nest is providing alternative to existing nest, birds can take it even in next breeding season. In the only case when birds occupied the nest in a new territory, it happened after four years.

Key words: nest platform, methodology of nest construction, *Ciconia nigra*, *Haliaeetus albicilla*, *Aquila chrysaetos*, *Bubo bubo*.

1. pielikums



Klinšu ērgļa aizņemta mākslīgā ligzda. Platformas balstiem izmantoti virpoti, impregnēti mieti. Foto: J. Ķuze. Artificial nest, occupied by Golden eagle. Nest supports are built from turned and impregnated sticks. Photo: J. Ķuze.



Klinšu ērgļa mazulis mākslīgajā ligzdā. Foto: J. Ķuze. Young Golden eagle in artificial nest. Photo: J. Ķuze.



Melnā stārķa jaunie putni mākslīgajā ligzdā. Zem ligzdas atstāts garš zars, ko atpūtai izmanto pieaugušie putni. Foto: J. Ķuze. Young Black storks in artificial nest. Just under the nest long branch is left, it is used by adult birds as a resting site. Photo: J. Ķuze.



Jaunie jūras ērgļi mākslīgajā ligzdā. Foto: J. Ķuze. Young White-tailed eagles in artificial nest. Photo: J. Ķuze.



Ūpju ģimene mākslīgajā ligzdā, kas 2017. gadā tika novērota ar tiešsaistes kameras palīdzību. Foto: mega2, Dabasdati.lv forums.

Family of Eagle owls in artificial nest. From this site webcam transmissions were available in 2017. Photo: mega2, Dabasdati.lv forum.

Īpaši aizsargājamās sugas upes nēģa *Lampetra fluviatilis* un lašveidīgo *Salmonidae* zivju nārsta vietas izveide dabas liegumā “Raķupes ieleja”

HELMUTS HOFMANIS

Dabas aizsardzības pārvalde, Baznīcas iela 7, Sigulda, LV-2150, helmuts.hofmanis@daba.gov.lv

Kopsavilkums

Raķupe ir Irbes baseina upe, kas ir samērā dziļa un ar pastāvīgi augstu ūdens līmeni, kas nodrošina to, ka tā ir viena no retajām lašveidīgo zivju un nēģu nārsta upēm, kura ir brīva no bebru aizsprostiem. Tā kā upe ir dziļa un tajā nav straujteču, šajā upē trūkst piemērotu nārsta vietu. Ņemot vērā, ka bebru darbības klātbūtne Latvijas lašveidīgo zivju upēs ir viena galvenajām problēmām, tika pieņemts lēmums izmantot Raķupes dabiskās priekšrocības un izveidot mākslīgu straujteci, kas būtu piemērota lašveidīgo zivju un nēģu nārstam. Divu gadu laikā (2015–2016) apmēram 30 m garā posmā tika izveidota straujtece no liela izmēra (0,5–1 m³)

laukakmeņiem un nesijātas grants maisījuma. Latvijā šāda tipa upē tik apjomīgi apsaimniekošanas darbi veikti pirmo reizi. Pēc darbu veikšanas jau pirmajā nārsta sezonā tika novēroti daudzi desmiti nārstojošu upes nēģu *Lampetra fluviatilis* un strauta nēģu *L. planeri*, kas apliecināja veikto darbu produktivitāti.

Līdz šim gūtā pieredze un pārsteidzoši pozitīvais rezultāts var kalpot kā paraugs jaunam un īpaši atbalstāmam biotehnisko pasākumu virzienam, kas vērsts uz reto un īpaši aizsargājamo sugu populāciju aizsardzību un Latvijā nozīmīgu zvejas resursa atjaunošanu.

Atslēgas vārdi: biotopu veidošana, lašveidīgās zivis, Raķupe, upes nēģis *Lampetra fluviatilis*.

Ievads

Upes nēģis *Lampetra fluviatilis* un vairums lašveidīgo zivju sugu ir Eiropas nozīmes aizsargājamās sugas¹ Latvijā tām ir īpaši aizsargājamas ierobežoti izmantojamas sugas statuss². Pavairošana un nārsta vietu aizsardzība līdz šim ir bijuši prioritārie biotehniskie pasākumi upes nēģa populāciju aizsardzībai un stabilizēšanai. Latvijā ik gadu lieli finansiāli resursi tiek novirzīti populāciju papildināšanai vai to atjaunošanai, taču pašu ūdens biotopu kvalitātes novērtēšanai, uzlabošanai un, vajadzības gadījumā – izveidošanai – līdz šim pievērsts nepelnīti maz uzmanības. Ievērojams darbs tiek ieguldīts, lai upes tiktu atbrīvotas no bebru darbības pēdām – aizsprostiem un sagāzumiem, kas traucē vai pilnībā noslēdz zivju un nēģu migrācijas iespējas līdz nārsta vietām. Zivju resursu papildināšana ir atbalstāma, taču būtu

svarīgi pievērst lielāku uzmanību pašu dzīvotņu kvalitātei, kas primāri nodrošina dabisko populāciju saglabāšanu. Upēs, kuras ir līdzīgas Raķupei, šeit aprakstītā apsaimniekošana ir uzskatāma par pasākumu ar ilgstošu rezultātu, kas neprasa nekādus vai niecīgus turpmākus ieguldījumus. Šī iemesla dēļ šāda veida apsaimniekošana lašveidīgo zivju upēs, kuras, pateicoties to dziļumam un bebru aizsprostu neesamībai, vērtējams kā nozīmīgs un ilgtspējīgs ieguldījums šo zivju populāciju saglabāšanā un aizsardzības stāvokļa uzlabošanā.

Šī raksta mērķis bija dokumentēt pieredzi, kā, veicot konkrētus apsaimniekošanas pasākumus, var veicināt upes nēģa un lašveidīgo zivju dabiskās populācijas atjaunošanos un stabilizēšanos, lai mazāk resursu būtu jānovirza populāciju mākslīgai papildināšanai.

¹ Sugas, kas iekļautas Padomes Direktīvas 92/43/EEK (21.05.1992.) par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību II pielikumā

² Atbilstoši 14.11.2000. Ministru kabineta noteikumiem Nr. 396 “Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu”.

Darbu īstenošanas vieta

Dabas liegums "Raķupes ieleja" atrodas Latvijas ziemeļrietumu daļā, Kurzemes pussalā. Dabas lieguma teritorijai cauri plūst Raķupe, kuras kopgarums ir 34 km, upes baseina platība ir 202 km², kopējais upes kritums pārsniedz 40 m/km. Upi nav skārusi plaša hidromeliorācija, vien pašā lejtecē 2,17 km garumā pie sateces ar Pāces upi 1968. gadā Raķupe ir ievadīta grāvī (Bāra 2007). Neskatoties uz Latvijas apstākļiem samērā lielo kritumu, kopumā upes tecējums ir lēns, lielāks straumes ātrums novērojams vietās, kur upes dziļumu samazina tajā iekritušie koki (Abersons 2015). Upes posms, kurā veicām nārsta vietas izveidi, atrodas Raķupes lejtes galā, netālu no "Valku" mājām, ģeogrāfiskās koordinātas: X 391873, Y 6367616 (LKS-92 koordinātu sistēmā).

Darbu īstenošanas metodika

Mākslīgā nārsta vietas izveidota, pamatojoties uz ekspertu ieteikumiem un pašu pieredzi zivju resursu kontroles ietvaros. Vietas izvēli (1. attēls) galvenokārt noteica tehnikas piekļūšanas iespējas

upei. Darbi tika uzsākti 2015. gadā un turpināti 2016. un 2017. gadā.

Aptuveni 50 m garā posma izveidei izlietojām ~350 m³ laukakmeņu un ~300 m³ nesijātas grants. Darbi veikti, sākot no upes augštes virzienā uz leju, pirms tam ar ekskavatora palīdzību izvelkot tur sakritušos kokus, kas traucēja akmeņu izklāšanu. Dambi (2. attēls) – būves svarīgāko daļu, būvējam iespējami blīvu, lai netiktu izskalota sabērtā grants.

Pēc laukakmeņu ieklāšanas tika uzsākta grants bēšana. Arī to veicām, sākot no dambja un virzoties uz leju. Tika izmantoti divu komplektāciju ekskavatori, viens ar 6 m, otrs – ar 9 m garu strēli. Kad tiek bēta grants, būtiski, lai tā jau pašā sākumā tiek izklāta iespējami vienmērīgi. Tas nodrošina paātrinātu izskalošanos. To veicām ar kāju un lāpstu palīdzību (3. attēls).

Kad traktortehnika savu darbu ir beigusi, darba gaitā izveidojušās rises ir jānolīdzina.

Rezultāti un diskusija

Pirms tiek noteikta darbu veikšanas vieta un tās apjomi, svarīgi ir saprast, kur šādas darbības būtu īstenojamas, lai panāktu iespējami lielāku ekolo-



1. attēls. Upes posms, kurā tika izveidota mākslīgā nārsta vieta. Foto: H. Hofmanis.
Figure 1. River stretch before creation of spawning ground. Photo: H. Hofmanis.



2. attēls. Mākslīgās nārsta vietas sākums – dambis.
Foto: H. Hofmanis.
Figure 2. Lower section of the spawning ground – the dam. Photo: H. Hofmanis.

ģisko un finansiālo efektivitāti. Pēc autora rīcībā esošās informācija, līdz šim Raķupē konstatētas dabiskās nārsta vietas atradās pie tiltiem, kuru būvniecības vai uzturēšanas laikā upē ir nokļuvusi grants un akmeņi, pāris vietās maluzvejniemu mākslīgi veidotās nelielās 1–2 m² lielās nārsta vietās, kā arī pie koku sagāzumiem, kur upe kļuvusi seklāka un tajā izveidojušās smilts un grants sanesas, radot labvēlīgus apstākļus nārstošanai.

Plānoto darbu īstenošanas vieta ir jāizvēlas, kritiski izvērtējot tehniskās loģistikas iespējas. Līdz upei nogādājamo akmeņu un grants masa ir ievērojama, taču pie upēm, jo īpaši tādām kā Raķupe, palieņu pļavu augsnes nestspēja mitruma dēļ pat sausos laika apstākļos ir ierobežota. Tāpēc



4. attēls. No akmeņu un grants pievešanas vietas līdz upei materiāls tika nogādāts ar tehniku, kura ir aprīkota ar kāpurķēžu sistēmu. Foto: H. Hofmanis.
Figure 4. The boulders and gravel were transported to the river by vehicles equipped with tracks. Photo: H. Hofmanis.



3.attēls. Berot granti, svarīgi to iespējami ātri un vienmērīgi izklāt. Foto: H. Hofmanis.
Figure 3. When gravel is added to the river ground, it is important to spread it evenly and to smooth the surface. Photo: H. Hofmanis.

nereti nepieciešams izmantot specializētu tehniku (4. attēls), kurai ir iespējami mazs spiediens uz augsni un kas nodrošina minimālus augsnes bojājumus. Tāpat jāņem vērā, ka visbiežāk šādām upēm piegulošās pļavas ir Eiropas Savienības nozīmes aizsargājami biotopi.

Būvējot dambi, svarīgi to darīt iespējami rūpīgi, lai akmeņi sagultu blīvi, vajadzības gadījumā pielabojot ar roku darbaspēku. Izmantojot ūdens celjspēju, to var veikt salīdzinoši ērti. Būtiski norādīt, ka dambis ir veidojams līdz vasaras ūdens līmeņa atzīmei, bet, ja tas būs augstāks, pastāv daudz lielākas iespējas, ka straumes ātruma pieauguma dēļ grants tiks izskalots. Svarīgi, lai lielākie laukakmeņi tiek novietoti gar krastu visā nārsta vietas posmā, tas lieliski novērš ūdens straumes radīto eroziju upes krastiem. Izvēlētajā mākslīgās nārsta vietas posmā atrodas dabiska, aptuveni 6 m gara un 2 m dziļa bedre, kurā nav bērti akmeņi. Šobrīd netiek novērots, ka tajā notiktu būtiska grants ieskalošāns.

Plānotās aktivitātes finanšu līdzekļu piesaistes laikā jāņem vērā, ka būtisku laiku prasa ihtiologa un saldūdens biotopu ekspertu atzinumu iegūšana. Tāpat samērā ilgu laiku, kuru grūti prognozēt, var aizņemt plānoto darbu saskaņojumi ar zemju īpašniekiem un atbildīgajām valsts institūcijām (Pārtikas drošības, dzīvnieku veselības un vides zinātniskais institūtu BIOR, Valsts vides dienestu, Dabas aizsardzības pārvaldi).

Lai arī Raķupē ūdens līmeņa svārstības ir lielas, tās ir vienmērīgas, un līdz ar upes straujuma pieaugumu nav novērota būtiska



5. attēls. Izveidotā mākslīgā nārsta vieta Raķupē 2016. gadā. Foto: V. Skuja.

Figure 5. The newly created spawning ground in Raķupe River in 2015. Photo: V. Skuja.

grants izskalošanās. Jāatzīmē, ka paši nēģi nārsta berzes laikā dambja augstumu pazemināja par ~20 centimetriem. Šī pieredze parādīja, ka dambis jāveido tikai no akmeņiem, kas vēlāk arī tika izdarīts.

Jāņem vērā, ka šādas nārsta vietas izveide piesaista makšķerniekus un malu zvejniekus, līdz ar to nārsta laikā tās īpaši jāuzrauga Dabas aizsardzības pārvaldes un Valsts vides dienesta Valsts vides inspektoriem.

Raķupē sastopamais biotops "Upju straujteses un dabiski upju posmi" (Eņģele, Sniedze-Kretalova 2013) (5. attēls) nārsta vietas veidošanas laikā tika pārveidots un pēc darbu īstenošanas atbilst citam biotopa variantam (Uzule 2015). Sākotnēji tas atbilda biotopa variantam, kas ietver upju posmus, kuros straumes ātrums ir mazāks par 0,2 m/s, bet pēc darbu īstenošanas – straujtecēm ar ātrumu, kas pārsniedz 0,2 m/s.

Divu gadu laikā izveidotās aptuveni 30 m garas mākslīgā nārsta vietā jau pirmajā nārsta sezonā (2016. gada maijā) te tika novēroti daudzi desmiti nārstojošu īpaši aizsargājamo upes nēģu. Novērots arī liels skaits strauta nēģu *Lampetra planeri*. Dokumentēti pierādījumi foto un video veidā atrodas Dabas aizsardzības pārvaldes rīcībā. Tik apjomīgi apsaimniekošanas pasākumi upju straujtecju veidošanai Latvijā ir veikti pirmo reizi. Tie noteikti būtu turpināmi ne tikai Irbes baseina upēs, bet arī citur Latvijā.

Secinājumi un rekomendācijas

Šeit aprakstītās darbības ir piemērs, kā lašveidīgo sugu un nēģu populācijām nozīmīgās upēs, veicot biotehniskus pasākumus var būtiski uzlabot dabiskās populācijas atjaunošanos, tās stabilizēšanos, mazāk resursu novirzot populāciju mākslīgai papildināšanai. Lai samazinātu nārsta vietas izveides ietekmi uz faunas daudzveidību un kopējiem resursiem, ir jāņem vērā sekojošie nosacījumi:

- darbi jāveic laikā, kad nenotiek nārsts un ikru un kāpuru attīstības laikā – darbus var īstenot no 1. jūlija līdz 1. novembrim;
- darbi jāveic iespējami īsā laika periodā. Ņemot vērā līdzšinējos rezultātus, to efektivitāti un vietas ģeogrāfisko novietojumu, līdzīgi darbi Raķupē būtu turpināmi, izveidojot vēl aptuveni 100 m garu mākslīgās nārsta vietas posmu. Tāpat vēlams nodrošināt regulāru zivju, nēģu un saldūdens augu monitoringu darbu veikšanas vietā un tai piegulošajā teritorijā, lai zinātniski novērtētu veikto darbu efektivitāti un tās ietekmi uz upi un tās ekoloģisko stāvokli.

Pateicības

Projektu īstenoja Dabas aizsardzības pārvalde, piesaistot Valsts zivju fonda finansējumu. Paldies ihtiologiem Matīsam Žagaram un Armandam Rozem par konsultācijām un vērtīgajām norādēm darbu veikšanas laikā. Pateicība ekspertiem Lindai Uzulei un Kasparam Abersonam par priekšizpēti darbu veikšanu. Liels paldies Jānim Ķuzem par noderīgiem padomiem projekta plānošanas un realizācijas laikā.

Literatūra

Abersons K. 2015. Sertificēta eksperta atzinums par nārsta vietas ierīkošanas Raķupē ietekmi uz zivju resursiem (nepublicēts).

Bāra J. 2007. Dabas lieguma "Raķupes ieleja" dabas aizsardzības plāns 2007–2017. Biedrība "Baltijas Vides forums", Rīga.

Enģele L., Sniedze-Kretalova R. 2013. 3260 Upju straujtecēs un dabiski upju posmi. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas

Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 123–126.

Uzule L. 2015. Sugu un biotopu aizsardzības jomas eksperta atzinums "Nārsta vietas ierīkošanas ekspertīze dabas liegumā Raķupe ZM Zivju fonda projekta "Nārsta vietas ierīkošana" ietvaros (nepublicēts).

SUMMARY

Creation of Spawning Habitats for Protected Species *Lampetra fluviatilis* and *Salmonids* in Raķupe River

Raķupe River is part of Irbe River basin. Being relatively deep and with constantly high water level it is one of the very few Salmoniformes and lamprey *Lampetra fluviatilis* spawning rivers that is free of beaver damns. The depth of the river and lack of overfalls are the reasons why there are not enough suitable spawning places. Taking into account that beaver activity in Salmoniformes rivers is one of the main problems, a decision was made to use Raķupe River natural advantages and make artificial overfall, which would be suitable for Salmoniformes and lamprey spawn. In two year period an overfall was created from large (0.5–1 m³) stones and unsifted

gravel in 50 m long stretch. In Latvia, this was the first time management of such scale was done in this type of rivers. During the first spawning season after the overfall was created, several dozens of spawning river and brook lampreys were observed which proved the productivity of the work.

Current experience and surprisingly positive result can serve as an example for new and supportable direction in biotechnical measures that would be beneficial for conservation of rare and protected species populations and restoration of significant fishing resource in Latvia.

Key words: *habitat creation, salmonoids, Raķupe River, lampreys.*

Virsjū kontrolētās dedzināšanas ietekme uz taisnspārņu (Orthoptera) daudzveidību aizsargājamo ainavu apvidū "Ādaži"

RŪTA ROZENFELDE

Latvijas Universitāte, Bioloģijas fakultāte, Zooloģijas un dzīvnieku ekoloģijas katedra,
Jelgavas iela 1, Rīga, LV-1004, ruta.rozenfelde@lu.lv

Kopsavilkums

Sausi virsāji ir rets, visā Eiropas Savienībā aizsargājams biotops, kas Latvijas teritorijā, izņemot Ādažu apvidu, saglabāties tikai nelielās platībās. Aizsargājamo ainavu apvidū „Ādaži” (Natura 2000 teritorija) sastopamas lielākās sauso virsjū platības Latvijā. Kopš 2009. gada virsjū biotopu saglabāšanai tiek veikta kontrolēta dedzināšana, tomēr daudzu organismu atbildes reakcijas uz šo apsaimniekošanas pasākumu nav zināmas. Pētījuma mērķis bija noskaidrot virsjū kontrolētās dedzināšanas ietekmi uz taisnspārņu (Orthoptera) sugu daudzveidību aizsargājamo ainavu apvidū „Ādaži”.

Dati iegūti no 20 parauglaukumiem, kas ierīkoti gan dedzinātos, gan nededzinātos virsajos. Izmantojot Bārbera tipa augsnes lamatas, ievākti

kvantitatīvi dati par taisnspārņu sastopamību. Katrā lamatu uzstādīšanas vietā noteikts veģetācijas augstums un projektīvais segums. Datu apstrādē salīdzināta taisnspārņu daudzveidība un sugu sastāvs atkarībā no degšanas un veģetācijas sukcesijas stadijas.

Biežāk sastopamās sugas bija *Myrmeleotettix maculatus*, *Tetrix bipunctata* un *Psophus stridulus*. Kopumā no konstatētajām sugām vairākums ir virsājiem raksturīgas. Virsjū dedzināšanai ir bijusi ne tikai pozitīva ietekme uz virsājiem raksturīgu un Latvijā reti sastopamu taisnspārņu sugu aizsardzības nodrošināšanu, bet arī uz kopējo taisnspārņu sugu sastāvu, skaitu un dominances struktūru.

Atslēgas vārdi: Natura 2000, sausi virsāji, virsjū apsaimniekošana, virsjū fauna.

Ievads

Virsjū biotopu veidošanās procesos liela nozīme ir antropogēnajiem traucējumiem – izbraukāšanai, nomīdīšanai, noganīšanai, dedzināšanai un militārajai darbībai. Virsāji ir veidojušies uz nabadzīgām, skābām un smilšainām podzola augsnēm (Kirby 2001; Anon. 2007; Rove 2013), un tajos ir izteikta dažu augu sugu dominānce (Kirby 2001; Ross et al. 2003). Kvalitatīvu virsjū struktūra ir mozaīkveida, un to vienmērīgi veido visas virsājiem raksturīgās sukcesijas stadijas: atklāta augsne, sūnas un ķērpji, dažāda augstuma graudzāles, dažāda vecuma viršu un citi sīkkrūmi, kā arī nelielas koku grupas (Kirby 2001; Anon. 2007; Rove 2013). Eiropā sausi virsāji ir atšķirīgi, to

sugu sastāvu un citas pazīmes ietekmē klimatiskie apstākļi, augsnes veids un mitruma režīms, jūras tuvums un apsaimniekošanas intensitāte (Anon. 2007). Atbilstoši Biotopu direktīvai¹, visā Eiropas Savienībā, tostarp Latvijā², sausi virsāji ir aizsargājams biotops. Tomēr lielākajā daļā Latvijas virsjū biotopi ir gandrīz izzuduši (Rove 2013). Lielākās virsjū biotopu platības Latvijā atrodas aizsargājamo ainavu apvidū (turpmāk – AAA) „Ādaži”, kur sausie un slapjie virsāji veido aptuveni 90% no kopējās šo biotopu platības valstī (Rove 2008). Latvijā galvenais iemesls virsjū platību sarūkšanai bijusi zemes pārveidošana intensīvās lauksaimniecības vajadzībām, bet

¹ Padomes Direktīva 92/43/EEK (21.05.1992.) par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību.

² Ministru kabineta 05.12.2000. noteikumi Nr. 421 "Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu".

mūsdienās – virsāju teritoriju pamešana un aizaugšana ar kokiem un krūmiem (Rove 2008, 2013). Arī citās Eiropas valstīs virsāju platības kopš 20. gs. sākuma ir samazinājušās vidēji par 80% (Rebane, Wynde 1992, cit. pēc Rove 2013), un kā galvenie iemesli tiek minēti klimata pārmaiņas, dabiskā sukcesija, lauksaimniecības zemju ierīkošana, nosusināšana, kā arī nepareiza apsaimniekošana vai tās pārtraukšana (Ross et al. 2003; Anon. 2007).

Latvijas apstākļos, virsājus neapsaimniekojot, veidojas monodominantas viena vecuma sila viršu *Calluna vulgaris* audzes, kas dabiskās sukcesijas gaitā aizaug ar krūmiem un kokiem (Rove 2008, 2013; Auniņš (red.) 2013). Aplēsts, ka biotopa atjaunošana ir nepieciešama apmēram 60% no kopējās sausu virsāju platības Latvijā (Rove 2013). Parastās priedes *Pinus sylvestris* un citu kokaugu seguma palielināšanās virsajos ir bieža problēma, kas būtiski ietekmē augu sabiedrības un samazina biotopa kvalitāti (Kirby 2001; Calvo et al. 2002; Rove 2008, 2013; Jordan et al. 2011). Kontrolēta dedzināšana nelielās platībās ir atzīta kā efektīvs priekšu ekspansijas ierobežošanas un virsāju atjaunošanas paņēmieni (Kirby 2001; Ross et al. 2003; Anon. 2007; Rove 2013). Pēc virsāju degšanas atklātajos augsnes laukumos var veidoties īslaicīgas augu sabiedrības, tostarp dažādas virsājiem raksturīgas viengadīgas augu sugas (Rove 2013). Tomēr pārāk bieža dedzināšana vai nepiemērotas dedzināšanas vietas izvēle var izraisīt biotopa degradāciju un neraksturīgu sugu ieviešanos (Ross et al. 2003; Anon. 2007; Rove 2013).

Viedokļi par dažādu biotopu degšanas ietekmi uz bezmugurkaulniekiem ir atšķirīgi. Sausajos biotopos tā samazina ģeobionto, kā arī ar lakstaugu un sīkrūmu stāvu saistīto bezmugurkaulnieku populāciju blīvumu, tomēr kopējais sugu skaits biotopā palielinās, jo līdz ar jaunu ekoloģisko nišu izveidošanos, palielinās teritorijas ekoloģiskā kapacitāte (Spunģis 2008). Tomēr jāņem vērā sauso virsāju specifiskie ekoloģiskie apstākļi un fakts, ka bezmugurkaulniekiem kopumā var būt ļoti atšķirīgas ekoloģiskās prasības. Pastāv uzskats, ka parasti pēc dedzināšanas neizdodas atjaunot bezmugurkaulnieku daudzveidību tādā līmenī, kāds tas ir vecos virsajos (Kirby 2001), tomēr jaunāki pētījumi liecina par pretējo. Lai kopumā nodrošinātu virsājiem raksturīgās bezmugurkaulnieku faunas

saglabāšanos, traucējumiem jābūt regulāriem un zemas intensitātes. Dažādu organismu atbildes reakcijas uz traucējumiem ir atšķirīgas, tāpēc, ja mērķis ir noskaidrot biotopu apsaimniekošanas iznākumu, nepieciešams apskatīt dažādas organismu grupas (Pedley et al. 2013).

Virsāju dedzināšanas ietekme uz faunas pārstāvjiem pētīta samērā reti, bet kopumā dažādu pētījumu rezultāti liecina, ka visbiežāk dedzināšanas ietekme uz bezmugurkaulnieku daudzveidību un sugu sastāvu ir pozitīva (Brunbjerg et al. 2015). Tomēr reizēm rezultāti ir pretēji, un tas liecina, ka faunas atjaunošanās pēc degšanas katrā teritorijā ir unikāla. Tā atkarīga no izdeguma platības, blakus esošajiem biotopiem, bezmugurkaulnieku ekoloģijas īpatnībām un citiem faktoriem (Spunģis 2008).

Taisnspārņus, pateicoties to ekoloģiskajām īpašībām, iespējams izmantot kā dažādu biotopu apsaimniekošanas ietekmes (Jonas et al. 2002; Abbott et al. 2003; Fartmann et al. 2012), mikroklimata pārmaiņu (Kati et al. 2003), vispārējās bioloģiskās daudzveidības (Steck et al. 2007; Buse, Griebeler 2011) un ekosistēmas funkcionēšanas (Bazelet, Samways 2011a) indikatorus. Viena no taisnspārņu kā indikatoru priekšrocībām ir tā, ka to atbildes reakcijas uz vides pārmaiņām, tajā skaitā dažādu apsaimniekošanu, ir iespējams konstatēt, izmantojot mazas datu paraugkopas (Bazelet, Samways 2011b). Taisnspārņu populāciju blīvums un sugu sastāvs teritorijā ir atkarīgs no dažādu abiotisko, biotisko, edafisko un ainavas mēroga faktoru kombinācijas (Ingrisch, Kohler 1998, cit. pēc Fartmann et al. 2012; Benton 2012). To atbildes reakcijas uz vides apstākļiem mēdz būt sarežģīti skaidrojamas, un visbiežāk visi ietekmējošie faktori nav izmērāmi (Bazelet, Samways 2011a). Tomēr skaidri zināms, ka galvenie lokālie abiotiskie faktori ir mikroklimats, noēnojums, topogrāfiskā dažādība un augsnes īpašības (Guido, Gianelle 2001; Kati et al. 2003; Gardiner, Dover 2008; Gardiner, Hassall 2009; Buse, Griebeler 2011; Jordan et al. 2011; Benton 2012; Fartmann et al. 2012). Savukārt svarīgākie biotiskie faktori ir veģetācijas strukturālā dažādība (sukcesijas stadijas no atklātas augsnes līdz mozaikveida krūmājiem) un augu sugu daudzveidība, kas taisnspārņu daudzveidību un biomasu ietekmē pozitīvi (Holst 1986; Hodge 1999; Kirby 2001; Spunģis 2007; Buse, Griebeler 2011; Benton 2012). Ainavas līmenī ir svarīga teritorijai piegulošo biotopu dažādība un savstarpējais

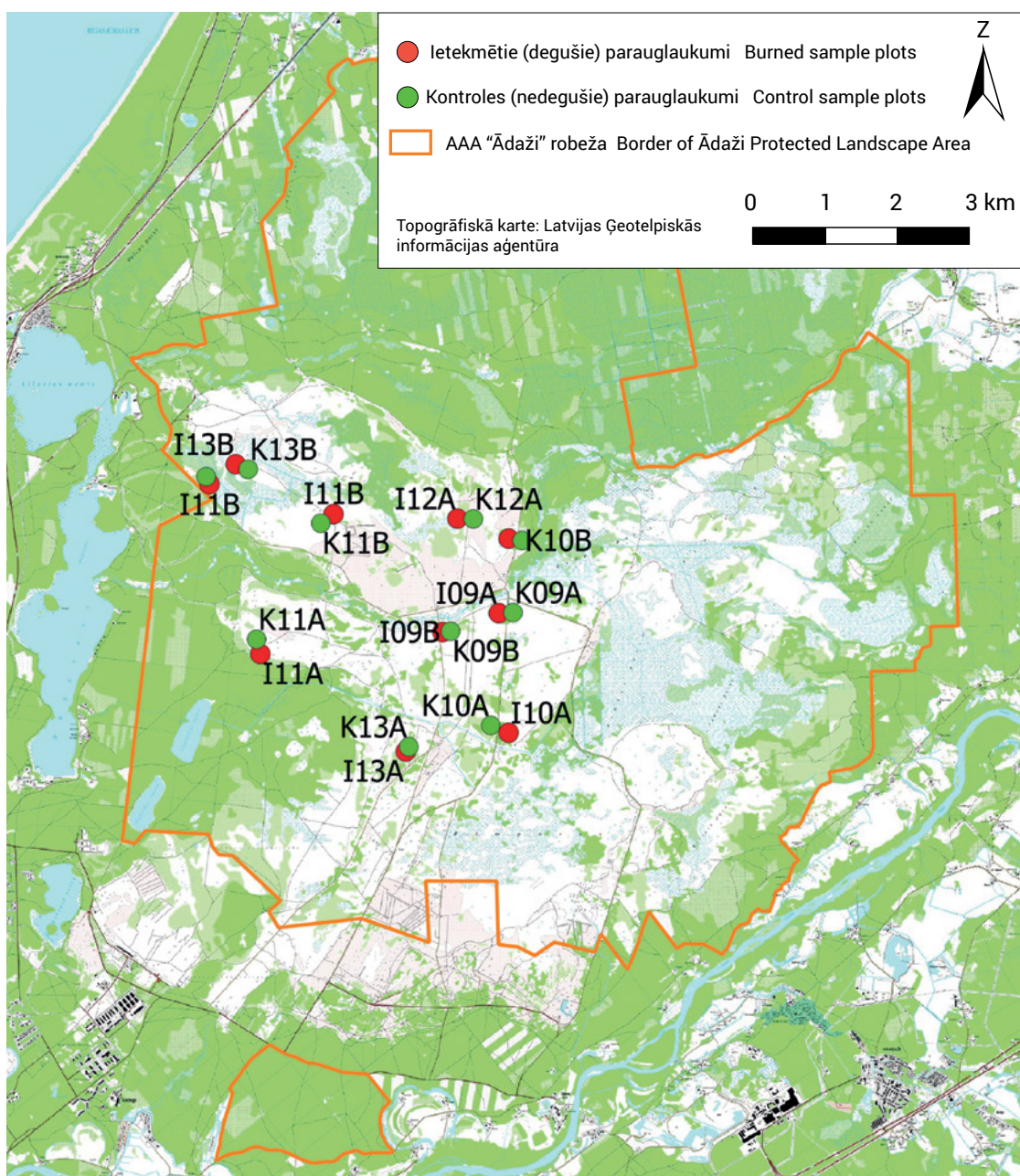
izvietojums (Hodge 1999; Kirby 2001; Buse, Griebeler 2011; Badenhausser, Cordeau 2012). Arī sugu izplatīšanās spējas un populāciju dinamika ietekmē teritorijā sastopamo taisnspārņu sugu sastāvu un populāciju blīvumu (Guisan, Thuiller 2005; Buse, Griebeler 2011; Benton 2012).

Kopumā degšana un cita veida traucējumi nodrošina virsāju pastāvēšanu, tomēr zināšanas par to, kā tā ietekmē virsājiem raksturīgo faunu, ir nepilnīgas. Šī pētījuma mērķis bija noskaidrot sausu virsāju kontrolētas dedzināšanas ietekmi uz taisnspārņu (Orthoptera) daudzveidību AAA „Ādaži”.

Materiāls un metodes

Pētījuma teritorija un parauglaukumu izvietojums

Pētījuma teritorija atrodas Piejūras zemienē, Piejūras ģeobotāniskajā rajonā, Ādažu un Sējas novadā, AAA „Ādaži”, kas ir Natura 2000 teritorija. Piejūras zemienes klimatiskajā rajonā raksturīgs mēreni silts un mitrs klimats bez krasām temperatūras svārstībām. Vidējais nokrišņu daudzums pētījuma teritorijā ir aptuveni



1. attēls. Parauglaukumu izvietojums pētījuma teritorijā.
Figure 1. Location of sample plots in the study area.

650–700 mm gadā, bet vidējā gaisa temperatūra jūlijā +17°C (Rove 2008). AAA „Ādaži” kopējā platība ir 10 150 ha, no kuriem sausi virsāji aizņem 2295 ha (Ķerus 2015). Šajā teritorijā virsāji ir veidojušies regulāras militārās aktivitātes rezultātā, un tajos izteikti dominē sila virsis (Rove 2008). AAA „Ādaži” teritorijā jau kopš 2009. gada kontrolēti dedzina virsājus, kā arī regulāri notiek nelieli nejaušas izcelsmes ugunsgrēki militāro aktivitāšu rezultātā (I. Mārdega, pers. ziņ.).

Pētījuma parauglaukumi izvietoti dažādās vietās AAA „Ādaži” teritorijā, iekļaujot gan dedzinātus, gan nededzinātus sausus virsājus (1. attēls). No katra dažādos gados (2009., 2010., 2011., 2012. un 2013.) degušajiem virsājiem izvēlētas divas teritorijas pēc nejaušības principa, un katram degušajam jeb ietekmētajam parauglaukumam blakus ierīkots arī kontroles parauglaukums. Tā kopā ierīkoti divdesmit parauglaukumi, no kuriem desmit ir nededzinātās teritorijās jeb kontroles parauglaukumi un desmit – dedzinātās teritorijās jeb ietekmēti parauglaukumi. Katrs parauglaukums apzīmēts ar burtu un ciparu kombināciju pēc sekojošas shēmas: [„I”/„K”]+[degšanas gada pēdējie divi cipari]+[„A”/„B”], kur „I” – ietekmētie (degušie) parauglaukumi, „K” – kontroles parauglaukumi, „A” un „B” – atkārtojumi no tā paša degšanas gada. Pie kontroles parauglaukumiem dotais degšanas gads un atkārtojuma apzīmējums norāda, kuram ietekmētajam parauglaukumam tas ir novietots blakus. Katra parauglaukuma centra koordinātas reģistrētas ar GPS iekārtu un attēlotas kartē (1. attēls).

Taisnspārņu uzskaitē un veģētācijas seguma novērtēšana

Lai iegūtu kvantitatīvus datus par taisnspārņu sugu daudzveidību un populāciju blīvumu, izmantoju Bārbera tipa augsnes lamatas. Tā ir piemērota metode taisnspārņu pētījumiem virsāju biotopos, kuros ilgstoši uzturēties nav iespējams, piemēram, militārajos poligonos (Schirmel et al. 2010). Divdesmit parauglaukumos kopā izvietoju 120 modificētas Bārbera tipa augsnes lamatas, kas eksponētas vienu mēnesi, no 2013. gada 12. augusta līdz 8. septembrim. Visos parauglaukumos Bārbera lamatas izvietoju transektes veidā gar parauglaukuma centrālo asi, izvairoties no malas

efekta un starp lamatām ievērojot divu metru attālumu. Lamatām izmantotas plastmasas glāzītes ar 9 cm atvēruma diametru. Glāzītes ieraktas tā, lai atvērums būtu 1–2 cm virs augsnes līmeņa, tā samazinot grauzēju un abinieku iekrišanas risku. Lamatās par fiksatoru izmantoju 4% formaldehīda šķīdumu un pievienoju pilienu deterģenta, lai mazinātu virsmas spraigumu. Ievāktos paraugus vēlāk apstrādāju Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultātes Zooloģijas un dzīvnieku ekoloģijas katedrā. Taisnspārņu sugas noteicu, izmantojot K. T. Holsta (Holst 1986) noteicēju. Virsājiem raksturīgās sugas izdalīju, pamatojoties uz K. T. Holsta (Holst 1986) un T. Bentona (Benton 2012) apkopoto informāciju.

Veģētācijas projektīvo segumu noteicu, lai noskaidrotu augāja struktūras ietekmi uz taisnspārņu daudzveidību un populāciju blīvumu. Viena kvadrātmetra platībā ap katru Bārbera tipa augsnes lamatu uzņēmu veģētācijas projektīvās fotogrāfijas. Lai nodrošinātu kvadrāta precizitāti un vēlāk, apstrādājot fotoattēlus, nerastos mēroga interpretācijas kļūdas, izmantoju iepriekš izveidotu koka rāmi. Veģētācijas segumu fotouzņēmumi vēlāk analizēti vizuāli, nosakot veģētācijas strukturālo grupu projektīvo segumu pēc Brauna-Blankē piecu balļu skalas (Braun-Blanquet 1964, cit. pēc Jongman et al. 1995), kur 5 balles – 75–100%; 4 balles – 50–75%; 3 balles – 25–50%; 2 balles – 5–25%; 1 balle – 1–5%; „+” – <1%; „R” – viens eksemplārs; 0 balles – nav. Pēc iespējamās ekoloģiskās nozīmes taisnspārņu daudzveidības kontekstā izvēlējos deviņas veģētācijas strukturālās grupas – noveģētācijasbrīvilaukumi (atklāta augsne), ķērpji, sūnas, miltenes *Arctostaphylos uva-ursi* un brūklenes *Vaccinium vitis-idaea* (kopā), virši, graudzāles, citi lakstaugi, priedes, apses *Populus tremula*. Līdzīga veida klasifikācija izmantota arī citos pētījumos (Jordan et al. 2011; Bazelet, Samways 2011b). Visbeidzot, katra veģētācijas kvadrāta centrā nomērīju veģētācijas augstumu.

Datu apstrādes metodes

Datus apstrādāju, izmantojot programmas *R 3.1.1* (R Core Team 2014) paplašinājumu *R Studio 1.0.136* (Rstudio Team 2016) un programmu *PC-ORD 5.0* (McCune, Mefford 1999). Teritorijas karte veidota programmā *QGIS 2.14.3* (QGIS Development Team 2016).

Veģetācijas datu apstrāde

Lai varētu veikt kvantitatīvu datu apstrādi, vispirms pārvērtu veģetācijas seguma vērtības „+” par 0,5, bet „R” par 0,1. Tad pārbaudīju veģetācijas datu atbilstību normālajam sadalījumam, izmantojot grafiskās iespējas programā R. Tad programā *PC-ORD*, izmantojot funkciju *Row and column summary*, ieguvu Šenona indeksa vērtības veģetācijai katrā parauglaukumā. Tad veicu klāsteranalīzi, balstoties uz datiem par vidējiem veģetācijas projektīvajiem segumiem parauglaukumos. Lai izvēlētos objektīvu klāsteranalīzes līmeņu skaitu, izmantoju metodi, ko aprakstījuši M. Dufrens (*Dufrene*) un P. Ležondrs (*Legendre*) (McCune et al. 2002) – veicu indikatoru analīzi katram klāstera daļījuma līmenim un tad aprēķināju to indikatoru vidējās p-vērtības. Par objektīvu pieņēmu to klāstera daļījumu skaitu, kurā iegūtā vidējā p-vērtība bija vismazākā (McCune et al. 2002). Tad veicu NMS ordināciju (*Nonmetric multidimensional scaling*), balstoties uz veģetācijas datiem (izmantotie NMS parametri – attāluma mērīšana ar Sorensena metodi, izmantojot randomizāciju un metodi *Slow and thorough*). Sekundārajā matricā apvienoju datus par veģetācijas augstuma mērījumiem, veģetācijas struktūru skaitu, taisnspārņu ģinšu sastopamību, taisnspārņu sugu un indivīdu skaitu, Šenona indeksu datiem par veģetācijas projektīvo segumu parauglaukumos, kā arī Šenona indeksu datiem par taisnspārņu sastopamību parauglaukumos. Lai interpretētu ordinācijas asis, veicu Spīrmana korelācijas analīzi starp veģetācijas mainīgajiem un ordinācijas asu vērtībām.

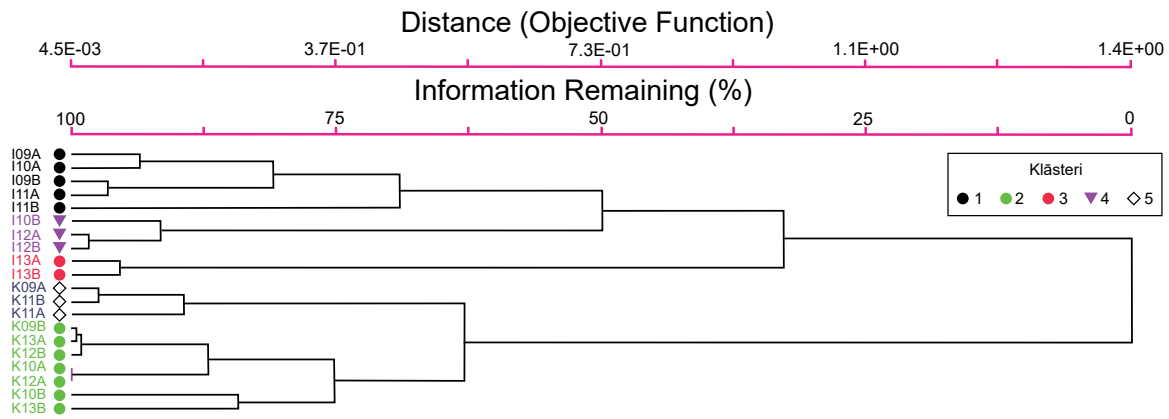
Taisnspārņu datu apstrāde

Lai izvēlētos objektīvākās datu apstrādes metodes, vispirms pārbaudīju datu atbilstību normālajam sadalījumam un, pamatojoties uz iegūto rezultātu, tālāk datus analizēju ar neparametriskām metodēm. Visu datu apstrādi veicu, kā mazāko vienību izmantojot parauglaukumu, proti, taisnspārņu skaits lamatās katra parauglaukuma ietvaros summēts. Programmā R, izmantojot paketes *vegan* funkciju *specaccum*, aprēķināju taisnspārņu sugu skaitu atkarībā no parauglaukumu skaita, veicot datu randomizēšanu 999 reizes un aprēķinot katras vērtības standartnovirzi. Pēc iegūtajiem datiem veidoju sugu skaita kumulatīvās līknes.

Taisnspārņu dominances struktūru analizēju, pielīdzinot katras sugas relatīvo sastopamību (%) Engelmaņa dominances skalai (Engelmann 1978), kur eudominantas sugas veido vairāk nekā 40%, dominantas – no 12,5% līdz 39,9%, subdominantās – no 4% līdz 12,4%, recedentās – no 1,2% līdz 3,9%, bet subrecedentās – mazāk par 1,2% no kopējā indivīdu skaita.

Programā *PC-ORD*, izmantojot funkciju *Row and column summary*, ieguvu Šenona indeksa vērtības taisnspārņiem katrā parauglaukumā. Tad veicu indikatoru analīzi ietekmes un kontroles parauglaukumiem (dati randomizēti 999 reizes, *Monte Carlo* tests). Tad veicu NMS (*Non-metric multidimensional scaling*) ordināciju, balstoties uz logoritmētiem datiem par taisnspārņu ģinšu sastopamību parauglaukumos (izmantotie NMS parametri – attāluma mērīšana ar Sorensena metodi, izmantojot randomizāciju un metodi *Slow and thorough*, parauglaukumi grupēti pēc to piederības ietekmes vai kontroles grupai). Lai noskaidrotu galvenos faktoros ordinācijā, sekundārajā matricā apkopāju datus par veģetācijas projektīvo segumu, veģetācijas struktūru skaitu, kā arī vidējo, maksimālo un minimālo veģetācijas augstumu. Lai interpretētu ordinācijas asis, veicu Spīrmana korelācijas analīzi starp veģetācijas un taisnspārņu sastopamības mainīgajiem un ordinācijas asu vērtībām.

Lai pārbaudītu datu savstarpējo saistību, veicu Spīrmana korelācijas analīzi dažādiem pāriem un divu neatkarīgu paraugkopu (ietekmes un kontroles parauglaukumu) salīdzinājumu ar Vilkoksona testu. Sugas ar mazāk nekā pieciem indivīdiem analizē netika iekļautas. Lai noskaidrotu veģetācijas atjaunošanās ietekmi uz taisnspārņu daudzveidību, veicu Kruskala-Vallisa (*Kruskal-Wallis*) testu. Pārbaudot atšķirības starp daudzveidības rādītājiem, taisnspārņu ģinšu sastopamību un veģetācijas augstuma un projektīvā seguma mērījumiem atkarībā no degšanas gada, statistiski būtiskas atšķirības atrastas netika. Tāpēc veicu atkārtotu Kruskala-Vallisa testu, balstoties uz veģetācijas klāsteranalīzes grupām.



2. attēls. Veģetācijas projektīvā seguma klāsteranalīzes dendrogramma. Krāsas apzīmē parauglaukumu piederību veģetācijas klāsteru grupai, izmantojot dalījumu piecos klāstēros, kas izdalītas indikatorsugu analīzē.

Figure 2. Vegetation cluster analysis dendrogram. Colours indicate the most relevant cluster levels, based on indicator species analysis.

Rezultāti

Veģetācijas īpašības

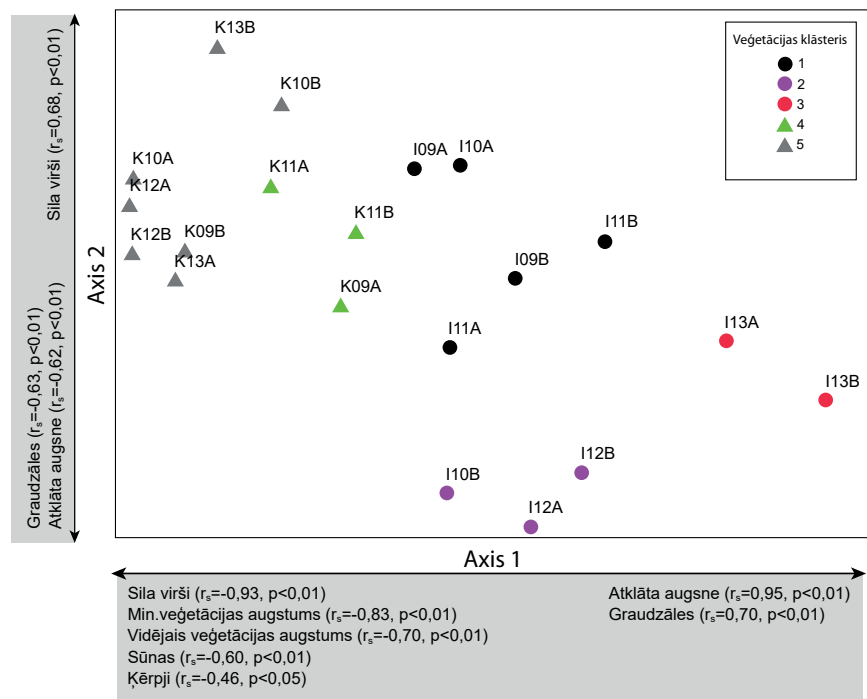
Veģetācijas projektīvā seguma dati neatbilda normālajam sadalījumam, bet Puasona sadalījumam, proti, kopumā vairāk bija pārstāvētas mazās projektīvo segumu vērtības (pēc Brauna-Blankē skalas – no 0 līdz 2). Pēc M. Dufrenē un P. Ležondra metodes objektīvs bija parauglaukumu dalījums piecos klāstēros. Balstoties uz veģetācijas projektīvo segumu līdzību parauglaukumos, vispirms klāsteranalīzē nodalījās kontroles parauglaukumi no ietekmētajiem parauglaukumiem

(2. attēls). Tad kontroles parauglaukumi sadalīti divās daļās, nodalot K09A, K11B un K11A no pārējiem kontroles parauglaukumiem. Šie trīs kontroles parauglaukumi atšķīrās no pārējiem ar augstāku biotopa kvalitāti – tajos bija salīdzinoši lielāka veģetācijas struktūru daudzveidība un kaila augsne. Ietekmētie parauglaukumi sadalīti trīs klāstēros, nodalot visnesenāk degušos I13A un I13B parauglaukumus no pārējiem diviem klāstēriem.

Veģetācijas datu NMS ordinācijā (3. attēls) iegūts divdimensiju risinājums (beigu stresa līmenis 7,07), un pirmo trīs asu p-vērtības bija zemākas par noteikto būtiskuma līmeni ($p < 0,05$). Visas statistiski būtiskās asu korelācijas

3. attēls. NMS ordinācijas rezultāti datiem par veģetācijas projektīvajiem segumiem. Parauglaukumi grupēti pēc to piederības veģetācijas klāstēriem. Statistiski būtiskās asu korelācijas norādītas pelēkajos laukumos.

Figure 3. NMS ordination results based on similarity of vegetation cover. Sample sites are grouped by vegetation clusters. Significant correlates for each axis are given in the gray space.



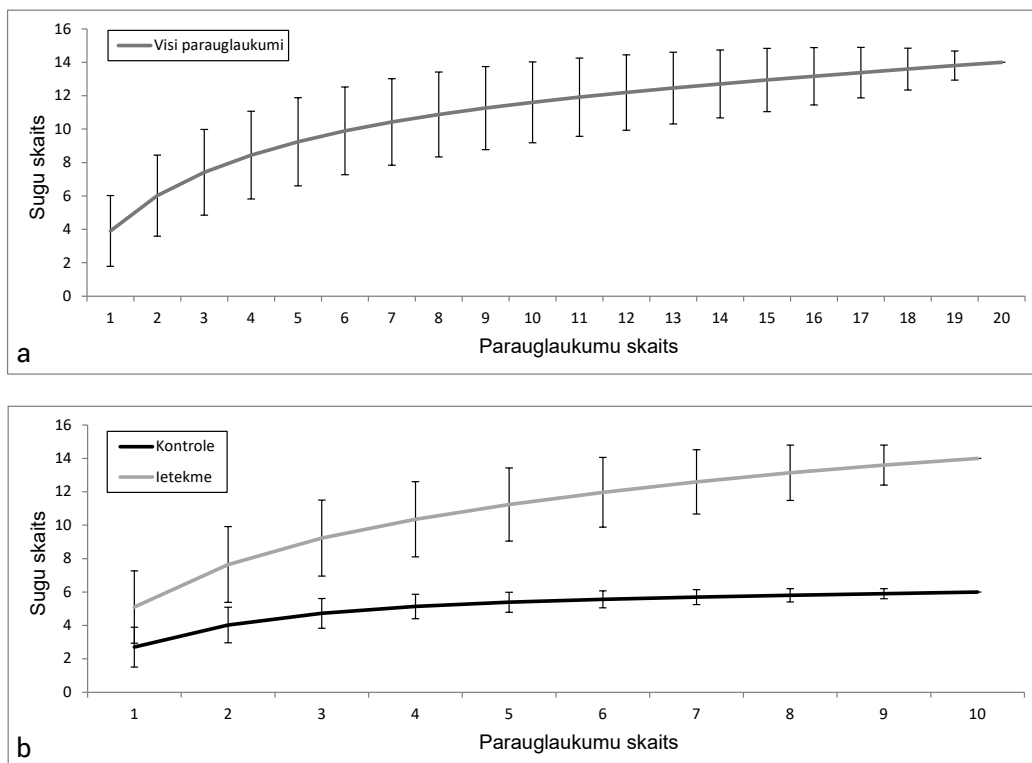
($p < 0,05$) augstāks kontroles parauglaukumos, kamēr degušajos parauglaukumos būtiski lielāks bija atklātas augsnes un graudzāļu segums. Šenona indeksa vērtības veģetācijai starp ietekmes un kontroles parauglaukumiem būtiski neatšķīrās. Ar Kruskala-Vallisa testu neparādījās statistiski būtiskas veģetācijas parametru atšķirības, salīdzinot parauglaukumus ar atšķirīgiem degšanas laikiem. Tomēr, salīdzinot pa iegūtajiem veģetācijas klāsteriem, būtiski ($p < 0,05$) atšķīrās gandrīz visi veģetācijas parametri – viršu sīkkrūmu, graudzāļu, citu lakstaugu, ķērpju un atklātas augsnes segumi, minimālais veģetācijas augstums un veģetācijas Šenona indeksa vērtības.

Taisnspārņu daudzveidība

Kopumā konstatēju 192 indivīdus, kas pieder 14 taisnspārņu sugām, no kurām deviņas klasificējamas kā virsājiem raksturīgas (Holst 1986; Benton 2012). Dedzinātajos parauglaukumos konstatētas deviņas sausiem virsājiem raksturīgas sugas, bet nededzinātos – tikai piecas. Sugas,

kas tika konstatētas tikai dedzinātajos parauglaukumos, bija siseņi *Chorthippus vagans* un *Omocestus haemorrhoidalis*, kā arī parkšķis *Psophus stridulus* un pļavu dižsienāzis *Decticus verrucivorus*. Kopumā biežāk sastopamās sugas bija sausieņu sisenis *Myrmeleotettix maculatus* un divas sīksiseņu sugas *Tetrix undulata* un *Tetrix bipunctata*. Ne ietekmētajos, ne kontroles parauglaukumos netika konstatētas eudominantas sugas. Sausieņu sisenis *M. maculatus* un sīksisenis *T. undulata* dominēja gan dedzinātajos, gan kontroles parauglaukumos. Papildus kontroles parauglaukumos dominantas sugas bija arī sīksisenis *T. bipunctata* un sienāzis *Metrioptera roeseli*. Ietekmētajos parauglaukumos bija piecas subdominantas, četras recedantas un četras subrecedantas sugas. Kontroles parauglaukumos bija viena subdominanta, viena recedanta suga, bet subrecedentu sugu nebija. Rezultāti norāda uz daudzveidīgāku dominances struktūru dedzinātajos virsajos.

Datu kumulatīvās līknes uzrāda, ka, neskatoties uz salīdzinoši mazo konstatēto indivīdu skaitu, parauglaukumu skaits ir bijis pietiekams, lai izdarītu



4. attēls. Taisnspārņu sugu skaits atkarībā no parauglaukumu skaita: (a) sumējot visus datus; (b) atsevišķi kontroles un ietekmes parauglaukumiem. Ar nogriežņiem apzīmētas standartnoviržu vērtības.

Figure 4. Number and standard deviation of Orthoptera species depending on number of sampling sites: (a) all sampling sites; (b) separately burned and unburned sampling sites.

objektīvus secinājumus, jo kumulatīvās līknes veido plato fāzi (4a, 4b attēls). Kumulatīvajās līknēs arī var redzēt, ka dedzinātajos virsajos taisnspārņu daudzveidība ir lielāka (4b attēls).

Taisnspārņu daudzveidības salīdzinājums dedzinātos un nededzinātos virsajos

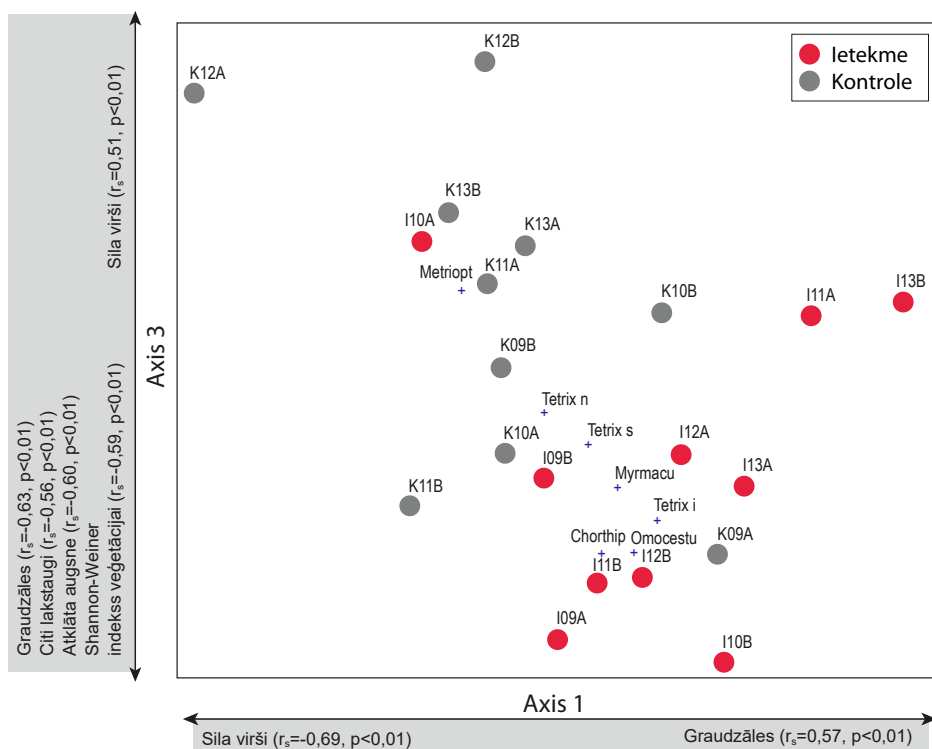
NMS ordinācijai, kas veikta, balstoties uz taisnspārņu sugu sastopamības biežumu, tika iegūts viendimensionāls risinājums, tāpēc ordinācija tika veikta atkārtoti, izmantojot datus par taisnspārņu ģinšu sastopamību. Balstoties uz šiem datiem, NMS tika iegūts trīsdimensionāls risinājums (beigu stresa līmenis 9,17). Otrā ass būtiski nekorelēja ar sekundārajā matricā apkopotajiem mainīgajiem, tāpēc rezultātu atspoguļošanai izmantota pirmā un trešā ass (5. attēls). Šajā NMS ordinācijā ir redzama degšanas ietekme uz taisnspārņu sastopamību. Dedzinātos virsajos sastopamās ģintis ordinācijā novietotas labajā apakšējā stūrī, kur ir lielāks graudzāļu segums (5. attēls). Arī veģētācijas daudzveidība un atklātas augsnes segums ir lielāks ordinācijas apakšā, norādot uz šo rādītāju pozitīvu ietekmi uz taisnspārņu sastopamību. Šādās vietās *Chorthippus*, *Omocestus* un *Myrmeleotettix* ģintis sugas ir sastopamas biežāk. *Metrioptera* ģintis sugas biežāk sastopamas parauglaukumos ar

lielāku viršu sīkrūmu segumu.

Salīdzinot ietekmētos un kontroles parauglaukumus ar Vilkoksona testu, tika konstatētas statistiski būtiskas ($p < 0,05$) atšķirības starp *Chorthippus spp.* un *Omocestus spp.* sastopamību, kā arī sugu skaitu un taisnspārņu Šenona indeksa vērtībām. Šīs ģintis arī uzrādīja dedzinātu parauglaukumu indikatoru īpašības – *Chorthippus spp.* (IV 45,5; $p < 0,05$) un *Omocestus spp.* (IV 45,5; $p < 0,05$), tomēr indikatoru vērtības ir samērā zemas. Nededzināto parauglaukumu indikatori bija sīksiseņu *Tetrix spp.* nepieaugušie indivīdi (IV 61,8; $p < 0,05$).

Taisnspārņu daudzveidības salīdzinājums dažādos laika periodos pēc virsāju degšanas

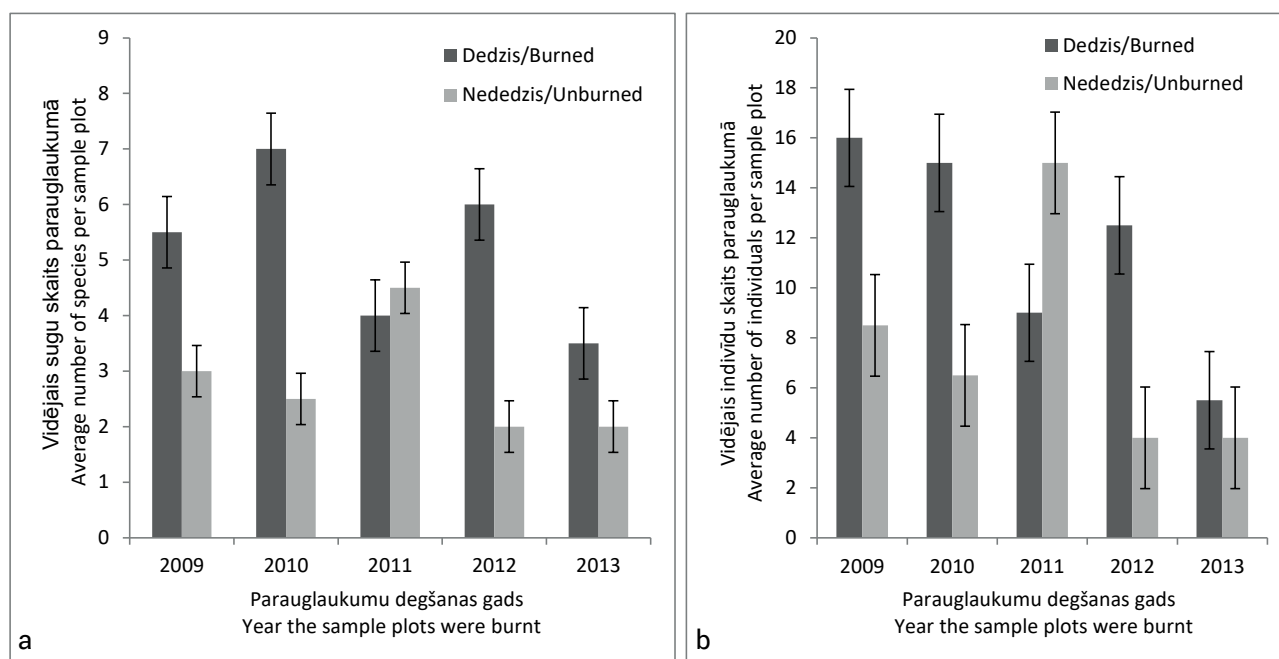
Salīdzinot taisnspārņu vidējo sugu un indivīdu skaitu (6a., 6b attēls), redzams, ka, izņemot 2011. gadā degušos virsājus, pārējos ietekmētajos parauglaukumos vērtības bija augstākas nekā kontroles parauglaukumos. Jāuzsver, ka abu 2011. gadā degušo teritoriju kontroles parauglaukumi bija ar augstu biotopa kvalitāti. Kopumā lielākais vidējais sugu skaits ir parauglaukumos, kas deguši 2010. gadā, bet mazākais – kontroles parauglaukumos blakus 2012. un 2013. gadā degušajām teritorijām. Tomēr, pārbaudot atšķirības starp daudzveidības rādītājiem (tajā skaitā sugu un



5. attēls. NMS ordinācijas rezultāti datiem par taisnspārņu ģinšu sastopamību.

Parauglaukumi grupēti pēc to piederības ietekmes vai kontroles grupai. Statistiski būtiskās asu korelācijas norādītas pelēkajos laukumos.

Figure 5. NMS ordination for Orthoptera genus abundance data. Sampling plots are grouped by their type. Significant correlates for each axis are given in the gray space.



6. attēls. Taisnspārņu sugu (a) un indivīdu (b) skaita izmaiņas atkarībā no virsāju dedzināšanas gada. Tumšie stabiņi apzīmē ietekmētos (dedzinātos) parauglaukumus, bet gaišie – kontroles (nededzinātos) parauglaukumus. Vērtības norādītas ar standartkļūdu.

Figure 6. Changes in number of Orthoptera species (a) and individuals (b) depending on year of burning. Burned sampling sites are indicated with dark columns, but unburned – with light columns. All values are shown with standard error.

indivīdu skaitu) un taisnspārņu ģinšu sastopamību atkarībā no degšanas gada, statistiski būtiskas atšķirības ar Kruskala-Vallisa testu atrastas netika. Tāpēc testu veicu atkārtoti, pārbaudot atšķirības atkarībā no veģetācijas klāsteranalīzes grupām.

Rezultātā taisnspārņu indivīdu un sugu skaits, kā arī *Myrmeleotettix*, *Chorthippus* un *Omocestus* ģinšu sastopamība starp klāstera grupām atšķirās būtiski.

1. tabula. Spīrmana korelācijas analīzes rezultāti datiem par taisnspārņu daudzveidības rādītājiem. Atspoguļotas tikai statistiski būtiskās korelācijas ($p < 0,05$).

Taisnspārņu daudzveidības rādītājs	Veģetācijas mainīgais	Korelācijas koeficients r_s	p vērtība
Taisnspārņu indivīdu skaits	Šenona indekss veģetācijai	0,65	0,01
Taisnspārņu indivīdu skaits	Graudzāļu segums	0,56	0,01
Taisnspārņu sugu skaits	Sila viršu segums	-0,46	0,04
Taisnspārņu sugu skaits	Šenona indekss veģetācijai	0,55	0,01
Taisnspārņu sugu skaits	Graudzāļu segums	0,65	0,04
Taisnspārņu sugu skaits	Atklātas augsnes segums	0,54	0,02
Taisnspārņu sugu skaits	Citu lakstaugu segums	0,50	0,03
Šenona indekss taisnspārņiem	Šenona indekss veģetācijai	0,52	0,02
Šenona indekss taisnspārņiem	Graudzāļu segums	0,51	0,02
Šenona indekss taisnspārņiem	Atklātas augsnes segums	0,50	0,03
Šenona indekss taisnspārņiem	Citu lakstaugu segums	0,58	0,01

2. tabula. Spīrmana korelācijas rezultāti datiem par taisnspārņu ģinšu sastopamību. Atspoguļotas tikai statistiski būtiskās korelācijas ($p < 0,05$).

Taisnspārņu ģints	Veģetācijas mainīgais	Korelācijas koeficients r_s	p vērtība
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Minimālais veģetācijas augstums	-0,48	0,03
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Vidējais veģetācijas augstums	-0,47	0,04
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Šenona indekss veģetācijai	0,73	<0,01
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Sila viršu segums	-0,56	0,01
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Graudzāļu segums	0,65	<0,01
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Atklātas augsnes segums	0,51	0,02
<i>Myrmeleotettix</i> spp.	Citu lakstaugu segums	0,48	0,03
<i>Chorthippus</i> spp.	Graudzāļu segums	0,64	<0,01
<i>Omocestus</i> spp.	Šenona indekss veģetācijai	0,53	0,02
<i>Omocestus</i> spp.	Sila viršu segums	-0,54	0,01
<i>Omocestus</i> spp.	Graudzāļu segums	0,62	<0,01
<i>Omocestus</i> spp.	Atklātas augsnes segums	0,54	0,01
<i>Omocestus</i> spp.	Citu lakstaugu segums	0,54	0,01

Galvenie faktori, kas pozitīvi ietekmēja taisnspārņu daudzveidību, kā arī sugu un indivīdu skaitu, bija graudzāļu un atklātas augsnes segums, kā arī veģetācijas daudzveidība. Vienīgais rādītājs, kas taisnspārņu daudzveidību ietekmēja negatīvi, bija liels viršu sīkrūmu segums (1. tabula). Sausieņu siseņa *Myrmeleotettix* ģints sastopamību pozitīvi ietekmēja veģetācijas daudzveidība, kā arī graudzāļu un atklātas augsnes segums, savukārt negatīvi – sila viršu segums un liels minimālais un vidējais veģetācijas augstums (2. tabula). Vienīgais veģetācijas rādītājs, kas būtiski korelēja ar *Chorthippus* ģints sastopamību, bija graudzāļu segums, kura ietekme bija pozitīva. Arī *Omocestus* ģints sastopamība ar graudzāļu segumu korelēja pozitīvi. *Omocestus* ģints sastopamība pieauga līdz ar veģetācijas daudzveidības, kā arī atklātas augsnes un citu lakstaugu seguma pieaugumu, savukārt samazinājās līdz ar viršu sīkrūmu seguma pieaugumu (2. tabula).

Diskusija

Virsjū atjaunošanās pēc kontrolētas dedzināšanas

Virsjū raksturīgo veģetācijas struktūru segumi būtiski atšķirās starp ietekmētajiem un kontroles parauglaukumiem, un pārsvarā raksturīgās struktūras ar lielāku segumu bija pārstāvētas nedegušos virsajos. Tomēr, kā noskaidrots pēc taisnspārņu datu analīzes, liela loma to daudzveidības nodrošināšanā ir atklātai augsnei, kas gandrīz vienmēr bija sastopama tikai dedzinātos virsajos. Pēc veģetācijas sastāva parauglaukumi, kuros virsjū veģetācijas kvalitāte bijusi visaugstākā, proti, visas virsjū raksturīgās veģetācijas struktūras pārstāvētas apmēram vienmērīgi (Kirby 2001; Anon. 2007; Rove 2013), bija dedzinātie parauglaukumi I09A, I09B, I10A, I11A un I11B, kā arī kontroles parauglaukumi K09A, K11A un K11B (2. attēls). Tātad minētajos ietekmētajos parauglaukumos veģetācijas struktūra jau bija līdzīga kvalitatīviem nedegušiem virsajiem, līdz ar to var spriest, ka virsjū veģetācijas struktūru atjaunošanās laiks pētījuma teritorijā ir aptuveni divi līdz pieci gadi. Tas ir saskaņā ar citiem pētījumiem Eiropā. Piemēram, pētījuma rezultāti

Spānijā (Jordan et al. 2011) liecina, ka virsājiem raksturīgā veģetācija atjaunojas divu sezonu laikā pēc degšanas, savukārt, F. Forgarda (Forgeard 1990) pētījumā – trīs sezonu laikā. Tomēr, lai apstiprinātu šo pieņēmumu attiecībā uz Ādažu virsājiem, nepieciešami detalizētāki botāniski pētījumi. Turklāt nav zināms, vai traucējumu intensitāte manā un minētajos ārzemju pētījumos ir līdzīga.

Liela nozīme virsāju veģetācijas atjaunošanās procesā bija dedzināto teritoriju izvietojumam attiecībā pret blakus biotopiem (Anon. 2007), kā arī veģetācijas sastāvam pirms dedzināšanas (Ross et al. 2003). Lai gan blakus biotopi un to izvietojums attiecībā pret katru parauglaukumu, kā arī veģetācijas sastāvs pirms dedzināšanas šajā pētījumā netika analizēti, tieši šie faktori, visticamāk, izskaidro, kāpēc nav būtisku atšķirību starp dedzināšanas gadiem. Proti, divu vienā laikā degušu teritoriju atjaunošanās process var atšķirties. Ja virsājā pirms dedzināšanas izteikti dominē dažāda vecuma virši, tad pēc degšanas daļa sīkkrūmu atjaunojas veģetatīvi, un to dominance atjaunojas ātri (Calvo et al. 2002). Tomēr tas arī atkarīgs no degšanas intensitātes. Savukārt gadījumā, ja dedzinātajai teritorijai piegulošajā biotopā dominē ekspansīvas augu sugas, virsājiem raksturīgās veģetācijas atjaunošanās ir pakļauta riskam (Ross et al. 2003). Pēc degšanas rodas labvēlīgāki apstākļi viengadīgo augu sēklu dīģšanai (Marcos et al. 1998, cit. pēc Calvo et al. 2002; Rove 2013), kamēr viršu lēnās atjaunošanās spējas samazina to konkurenci pirmajās sezonās pēc degšanas (Calvo et al. 2002; Anon. 2007). Tāpēc būtu nepieciešami pētījumi par blakus biotopu ietekmi uz augāja atjaunošanos pēc virsāju dedzināšanas Latvijas apstākļos. Tas virsāju apsaimniekotājiem palīdzētu efektīvi plānot dedzināmo teritoriju izvietojumu.

Virsāju dedzināšanas ietekme uz taisnspārņu daudzveidību

Vērtējot pēc dominances struktūras, sugu sastāvs dedzinātajos virsājos ir daudzveidīgāks, nekā nededzinātajos. Arī taisnspārņu sugu skaits dedzinātos virsājos ir būtiski lielāks. Tātad virsāju dedzināšana pozitīvi ietekmē taisnspārņu sugu skaitu un dominances struktūru. Lai gan Šenona indekss taisnspārņiem būtiski neatšķīrās ne starp kontroles un ietekmētajiem parauglaukumiem, ne starp degšanas gadiem, tas būtiski korelēja ar

veģetācijas daudzveidību, kas ir iepriekš zināma sakarība (Holst 1986; Hodge 1999; Kirby 2001; Spuņģis 2007, 2008; Buse, Griebeler 2011; Wunsch et al. 2012; Benton 2012). Proti, palielinoties augu sugu un veģetācijas strukturālajai dažādībai, palielinās taisnspārņu ieņemamo nišu skaits. Vietās, kur veģetācija bija daudzveidīgāka, bija arī lielāks taisnspārņu populāciju blīvums. Veģetācijas sastāva ietekmi uz taisnspārņu populāciju blīvumu minējuši arī K. T. Holsts (Holst 1986) un V. Spuņģis (2007). To apstiprina arī *Omocestus* spp. un *Myrmeleotettix* spp. sastopamības pozitīvā korelācija ar veģetācijas daudzveidību. Līdzīgi kā T. Fartmana un kolēģu (Fartmann et al. 2012) pētījumā, arī mana pētījuma rezultāti liecina, ka graudzāļu, kā arī citu lakstaugu un atklātas augsnes segumam teritorijā ir pozitīva ietekme uz taisnspārņu indivīdu un sugu skaitu un daudzveidību. Tas apstiprina P. Kirbijā (Kirby 2001) teoriju, ka pašiem sila viršiem var nebūt tik liela nozīme bezmugurkaulnieku daudzveidības nodrošināšanā, kā virsājiem raksturīgajiem apstākļiem un veģetācijas struktūrai. Lielākā daļa taisnspārņu, sevišķi siseņi, galvenokārt barojas ar graudzālēm un uzturas uz atklātas augsnes (Holst 1986; Benton 2012), kas arī izskaidro šo veģetācijas komponentu pozitīvo ietekmi uz taisnspārņu daudzveidību. T. Fartmans un kolēģi (Fartmann et al. 2012) noskaidrojuši, ka katrai biotopa sukcesijas stadijai raksturīgas savas specifiskas taisnspārņu sabiedrības. Arī šajā pētījumā taisnspārņu sugu sastāvs bija atšķirīgs gan starp dedzinātiem un nededzinātiem virsājiem, gan starp dažādām veģetācijas klāstera grupām jeb sukcesijas stadijām. Noskaidrots, ka laika periodam, kas pagājis kopš virsāju degšanas, nav ietekmes uz taisnspārņu daudzveidību un sastopamību. Turpretī veģetācijas sukcesijas stadijas izskaidroja atšķirības kā taisnspārņu sugu un indivīdu skaitā, tā vairāku taisnspārņu taksonu sastopamībā.

Dedzinātajos virsājos lielāka bija ne tikai taisnspārņu sugu daudzveidība, bet arī virsājiem raksturīgo taisnspārņu sugu skaits. Tas bija divreiz lielāks nekā kontroles parauglaukumos jeb nededzinātajos virsājos. Arī tas liecina, ka dedzināto virsāju kvalitāte ir augstāka nekā nededzināto. Turklāt tikai dedzinātajos virsājos tika konstatētas tādas taisnspārņu sugas kā parkšķis *Psophus stridulus* un raibspārņu smiltājsisenis *Oedipoda caerulescens*, kuras abas ir reti sastopamas un

atzītas par sausu virsāju biotopu lietussargsugām (Rove 2013). Tātad virsāju dedzināšanai ir liela nozīme reti sastopamu taisnspārņu sugu aizsardzībā. Šajā pētījumā nededzinātos virsajos pieauga tādu mitrākiem virsāju biotopiem raksturīgo taisnspārņu sugu (Holst 1986; Benton 2012) sastopamība, kā *Metrioptera branchyptera* un *Metrioptera roeselii*. To varētu skaidrot ar blīvo veģētāciju, ko nededzinātos virsajos veido virši. Ūdens iztvaikošana blīvā veģētācijā ir lēnāka, tāpēc šādās vietās gaiss ir mitrāks nekā vietās, kur virsāju veģētācija ir mozaīkveida.

Iegūtie rezultāti par siseņu *Chorthippus* spp. un *Omocestus* spp. indikatoru īpašībām dedzinātajos parauglaukumos skaidrojami ar to ekoloģiju, ko apstiprina arī iegūtie korelācijas analīzes rezultāti. *Chorthippus* ģints, kas ir ekoloģiski plastiskāka jeb ģenerālistu grupa (Holst 1986; Benton 2012) uzrādīja būtisku, vidēji stipru korelāciju tikai ar graudzāļu segumu, kas skaidrojams ar siseņu barošanu. Taču tas nenozīmē, ka šis ģints sugas kopumā būtu saistīta ar traucētiem virsāju biotopiem, un rezultāts ir attiecināms tikai uz šo pētījuma teritoriju. Tomēr *Omocestus* ģints sugas, no kurām lielākā daļa ir virsājiem raksturīgas (Holst 1986; Benton 2012), bija izteiktāk saistītas ar virsāju veģētācijas sastāvu (2. tabula). Šis ģints sastopamība pieauga līdz ar atklātas augsnes, graudzāļu un citu lakstaugu sastopamību, kā arī veģētācijas daudzveidību, un visas šīs īpašības ir raksturīgas dedzinātajiem virsājiem (5. attēls). Arī A. K. Brunbjerga un kolēģu (Brunbjerg et al. 2015) pētījumā kā traucētu virsāju biotopu indikator-sugas izdalījās tieši biotopa speciālistu sugas. *Omocestus* ģints sastopamības samazināšanās līdz ar viršu seguma pieaugumu apstiprina, ka virsāju biotopu speciālistu sugas ne vienmēr ir cieši saistītas ar pašiem viršiem (Kirby 2001). Šie rezultāti arī apliecina, ka veģētācijas sukcesija vairāk ietekmē biotopu speciālistu kā ģenerālistu sugas (Fartmann et al. 2012).

Lai gan sausieņu siseņu *Myrmeleotettix* spp. neuzrādīja būtiskas indikatoru īpašības, tomēr to sastopamība būtiski atšķīrās starp ietekmes un kontroles parauglaukumiem, un tā bija cieši saistīta ar veģētācijas sastāvu (2. tabula). Saskaņā ar zināmo šo ģinti pārstāvošās sugas *Myrmeleotettix maculatus* ekoloģiju (Holst 1986; Benton 2012), tās populāciju blīvums pieauga līdz ar atklātas augsnes un graudzāļu segumu, bet samazinājās, palielinoties

veģētācijas augstumam un sila viršu segumam. Šie rezultāti skaidrojami ar to, ka suga ir kserofila un uzturas skrajā veģētācijā (Holst 1986; Benton 2012), bet viršu sīkkrūmi nededzinātajos parauglaukumos veidoja blīvas audzes ar izmainītu mikroklimatu. Rezultāts ir arī līdzīgs A. K. Brunbjerga un kolēģu (Brunbjerg et al. 2015) rezultātam, kur traucētos virsajos bija bieži sastopamas biotopa sukcesijas sākuma stadijai raksturīgas bezmugurkaulnieku sugas.

Datu kvalitātes novērtējums

Analizējot veģētācijas sastāva datus, neviena no statistiskajām analīzēm neuzrādīja būtiskas atšķirības kokaugu (parastā priede, parastā apse) projektīvajos segumos. Tas skaidrojams ar to, ka veģētācijas projektīvā seguma noteikšanas mērogs bija pārāk mazs, lai objektīvi novērtētu kokaugu segumu, un neizslēdz iespēju, ka to klātbūtnei biotopā ir ietekme uz tur sastopamo bezmugurkaulnieku faunu. Balstoties uz datu kumulatīvajām līknēm, ar Bārbera tipa augsnes lamatām iegūtā taisnspārņu sastopamības paraugkopa ir pietiekami liela. Tomēr pēc līknēm redzams, ka ietekmētajos parauglaukumos, iespējams, varētu konstatēt vairāk sugu. Tomēr J. Širmels un kolēģi (Schirmel et al. 2010) atzinuši Bārbera tipa augsnes lamatas ir piemērota taisnspārņu uzskaites metode, kur citas kvantitatīvās uzskaites metodes nav izmantojamas, piemēram, militārajos poligonos. Arī lielākā daļa AAA „Ādaži” teritorijas atrodas militārajā poligonā, kurā uzturēšanās ir laika ziņā ierobežota.

Secinājumi

Vērtējot pēc biotopam raksturīgo taisnspārņu sugu sastopamības, dedzināto virsāju kvalitāte ir augstāka kā nededzināto. Virsāju dedzināšanai ir pozitīva ietekme uz taisnspārņu sugu skaitu, dominances struktūru un sugu sastāvu – palielinās virsājiem raksturīgo sugu skaits un populāciju blīvums. Taisnspārņu indivīdu un sugu skaitu, kā arī sugu sastāvu teritorijā nosaka virsāju veģētācijas sukcesijas stadija. Veģētācijas strukturālajai daudzveidībai ir pozitīva ietekme uz taisnspārņu sugu daudzveidību sausos virsajos. Virsāju dedzināšanai ir pozitīva nozīme reti sastopamu taisnspārņu sugu aizsardzībā, kā arī biotopam raksturīgo taisnspārņu sugu saglabāšanā.

Pateicības

Izsaku vislielāko pateicību darba vadītājam Mg. biol. Kristapam Vilkam. Paldies Ievai Mārdegai par palīdzību organizatoriskos jautājumos un informāciju par teritoriju. Pateicos visiem, kas palīdzēja lauka darbos. Paldies Dr. biol. Voldemāram Spuņģim par darba rezultātu recenzēšanu. Un visbeidzot – paldies visiem, kas deva padomus un ieguldīja laiku šīs publikācijas sagatavošanā.

Literatūra

- Abbott I., Burbidge T., Strehlow K., Mellican A., Wills A. 2003. Logging and burning impacts on cockroaches, crickets and grasshoppers, and spiders in Jarrah forest, Western Australia. *Forest Ecology and Management* 174: 383–399.
- Anon. 2007. Common Standards Monitoring Guidance for Lowland Heathland. Version February 2009. England, Joint Nature Conservation Committee, 48 pp.
- Auniņš A. (red.). 2013. Eiropas savienības nozīmes īpaši aizsargājāmie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 320 lpp.
- Badenhausser I., Cordeau S. 2012. Sown grass strip – a stable habitat for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 159: 105–111.
- Bazelet C. S., Samways M. J. 2011(a). Grasshopper and butterfly local congruency in grassland remnants. *Journal of Insect Conservation* 16 (1): DOI: 10.1007/s10841-011-9394-7
- Bazelet C. S., Samways M. J. 2011(b). Identifying grasshopper bioindicators for habitat quality assessment of ecological networks. *Ecological Indicators* 11: 1259–1269.
- Benton T. 2012. *Grasshoppers & Crickets*. London, HarperCollins Publishers, 532 pp.
- Brunbjerg A. K., Jorgensen G. P., Nielsen K. M., Pedersen M. L., Svenning J. C., Ejrnaes R. 2015. Disturbance in dry coastal dunes in Denmark promotes diversity of plants and arthropods. *Biological Conservation* 182: 243–253.
- Buse J., Griebeler E. M. 2011. Incorporating classified dispersal assumptions in predictive distribution models – a case study with grasshoppers and bush-crickets. *Ecological Modelling* 222: 2130–2141.
- Calvo L., Tarrega R., Luis E. 2002. Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. *Acta Oecologica* 23: 81–90.
- Engelmann A-D. 1978. Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologija*. Bd. 18: 378–380.
- Fartmann T., Kramer B., Stelzner F., Poniatowski D. 2012. Orthoptera as ecological indicators for succession in steppe grassland. *Ecological Indicators* 20: 337–344.
- Forgeard F. 1990. Development, growth and species richness on Brittany heathlands after fire. *Acta Oecologica* 11: 191–213.
- Gardiner T., Dover J., 2008. Is microclimate important for Orthoptera in open landscapes? *Journal of Insect Conservation* 12: 705–709.
- Gardiner T., Hassall M. 2009. Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation* 13: 97–102.
- Guido M., Gianelle D. 2001. Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica* 22: 175–185.
- Guisan A., Thuiller W. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993–1009.
- Hodge S. 1999. The relationship between insect diversity and plant diversity in a sand dune succession. *Vasculum* 84 (1): 15–26.
- Holst K. Th. 1986. The Saltatoria (Bush-crickets, crickets and grasshoppers) of Northern Europe. *Fauna Entomologica Scandinavica* 16: 127 pp.
- Jonas J. L., Whiles M. R., Charlton R. E. 2002. Aboveground invertebrate responses to land management differences in a central Kansas grassland. *Environmental Entomology* 31: 1142–1152.
- Jongman R. H. G., ter Braak C. J. F., van Tongeren O. F. R. 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 299 pp.

- Jordan A., Granged A. J. P., Zavala L. M., Barcenas-Moreno G. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma* 164: 85–94.
- Kati V., Dufrene M., Legakis A., Grill A., Leburn P. 2003. Conservation management for Orthoptera in the Dadia reserve, Greece. *Biological Conservation* 115: 33–44.
- Kirby P. 2001. Habitat management for invertebrates. A practical handbook. Bedfordshire, RSPB, 150 pp.
- Ķerus V. (red.) 2015. Aizsargājamo ainavu apvidus "Ādaži" dabas aizsardzības plāns laika posmam no 2015. līdz 2025. gadam. Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga.
- Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Topokarte M1:10 000, LU ĢZZF WMS, skatīts 01.02.2017. Pieejams LU ĢZZF karšu pārskatā: <http://kartes.geo.lv/karte/>
- McCune B., Grace J. B., Urban D. L. 2002. Analysis of Ecological Communities. Oregon, MjM Software Design, 304 pp.
- McCune, B., Mefford M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.0. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Pedley S. M., Franco A. M. A., Pankhurst T., Dolman P. M. 2013. Physical disturbance enhances ecological networks for heathland biota: A multiple taxa experiment. *Biological Conservation* 160: 173–182.
- QGIS Development Team 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Version 2.14.3 – Essen, <http://www.qgis.org/>
- R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 3.1.1, <http://www.R-project.org/>
- Ross S., Adamson H., Moon A. 2003. Evaluating management techniques for controlling *Molinia caerulea* and enhancing *Calluna vulgaris* on upland wet heathland in northern England, UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 39–49.
- Rove I. (red.) 2008. Aizsargājamo ainavu apvidus „Ādaži” dabas aizsardzības plāns. Latvijas Dabas fonds, Rīga, 122 lpp.
- Rove I. (2013) 4030 Sausi virsāji. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. 2. papildināts izdevums. Latvijas Dabas fonds, Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 141.–144. lpp.
- RStudio Team 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Versija 1.0.136, <http://www.rstudio.com/>
- Schirmel J., Buchholz S., Fartmann T. 2010. Is pitfall trapping a valuable sampling method for grassland Orthoptera? *Journal of Insect Conservation* 14: 289–296.
- Spunģis V. 2007. Fauna and ecology of grasshoppers (Orthoptera) in the coastal dune habitats in Ziemeļu Nature Reserve, Latvia. *Latvijas Entomologs* 44: 58–68.
- Spunģis V. 2008. Slīteres Nacionālā parka biotopu bezmugurkaulnieku (Invertebrata) fauna un ekoloģija. LU akadēmiskais apgāds, Rīga, 66 lpp.
- Steck C. E., Burgi M., Bolliger J., Keinast F., Lehmann A., Gonseth Y. 2007. Conservation of grasshopper diversity in a changing environment. *Biological Conservation* 138: 360–370.
- Wunsch Y., Schirmel J., Fartmann T. 2011. Conservation management of coastal dunes for Orthoptera has to consider oviposition and nymphal preferences. *Journal of Insect Conservation* 16 (4): 1–10.

SUMMARY

Impact of Controlled Burning on Orthoptera species in Ādaži Protected Landscape Area

Dry heathland, a protected habitat in Latvia and European Union, is continuously declining. In Ādaži Protected Landscape Area, Natura 2000 site, controlled burning is used as heath habitat management since 2009. Nevertheless, the influence of such management on many organism groups and its role in species conservation is unknown. The aim of this study was to analyse the influence of controlled burning on Orthoptera species diversity.

In 20 sampling sites, both burned and unburned heath, modified Barber pitfall traps were exposed for 30 days to collect quantitative data

of Orthoptera species occurrence. The height and projective cover of vegetation was recorded in one square meter around every pitfall trap.

The most common species were *Myrmeleotettix maculatus*, *Tetrix bipunctata* and *Psophus stridulus*. Majority of the recorded Orthoptera species were characteristic to heaths. The controlled burning had a positive effect on species composition, number and dominance structure. It also plays an important role in the conservation of rare and preservation of characteristic Orthoptera species to dry heath habitat.

Keywords: *Natura 2000, dry heaths, habitat management, heath fauna.*