

AUGSTO PŪRVU APSAIMNIEKOŠANA

BIOLOĢISKĀS DAUDZVEIDĪBAS
SAGLABĀŠANAI LATVIJĀ



RAISED BOG MANAGEMENT
FOR BIOLOGICAL DIVERSITY
CONSERVATION IN LATVIA

Augsto purvu apsaimniekošana bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai Latvijā
Raised Bog Management for Biological Diversity Conservation in Latvia

Rakstu krājums izdots EK *LIFE+* projekta

**„Augstā purva biotopu atjaunošana īpaši aizsargājamās
dabas teritorijās Latvijā”**

Nr. LIFE08 NAT/LV/000449 ietvaros

The book is published as part of EC *LIFE+* Project

**„Restoration of Raised Bog Habitats in the Especially Protected
Nature Areas of Latvia”**

LIFE08 NAT/LV/000449

Rīga, 2013

Redaktors | Editors *Dr. biol.* Māra Pakalne, *Dr. biol.* Līga Strazdiņa

Literārās redaktors | Proofreaders Gita Bērziņa, Māra Anteniške

Zinātniskais konsultants | Scientific consultant *Dr. biol.* Baiba Bamble

Vāka foto | Cover photo *Dr. biol.* Māra Pakalne

Makets | Graphic design Daiga Brinkmane

Iespiests | Printed at Hansa Print Riga

Izdevējs Latvijas Universitāte

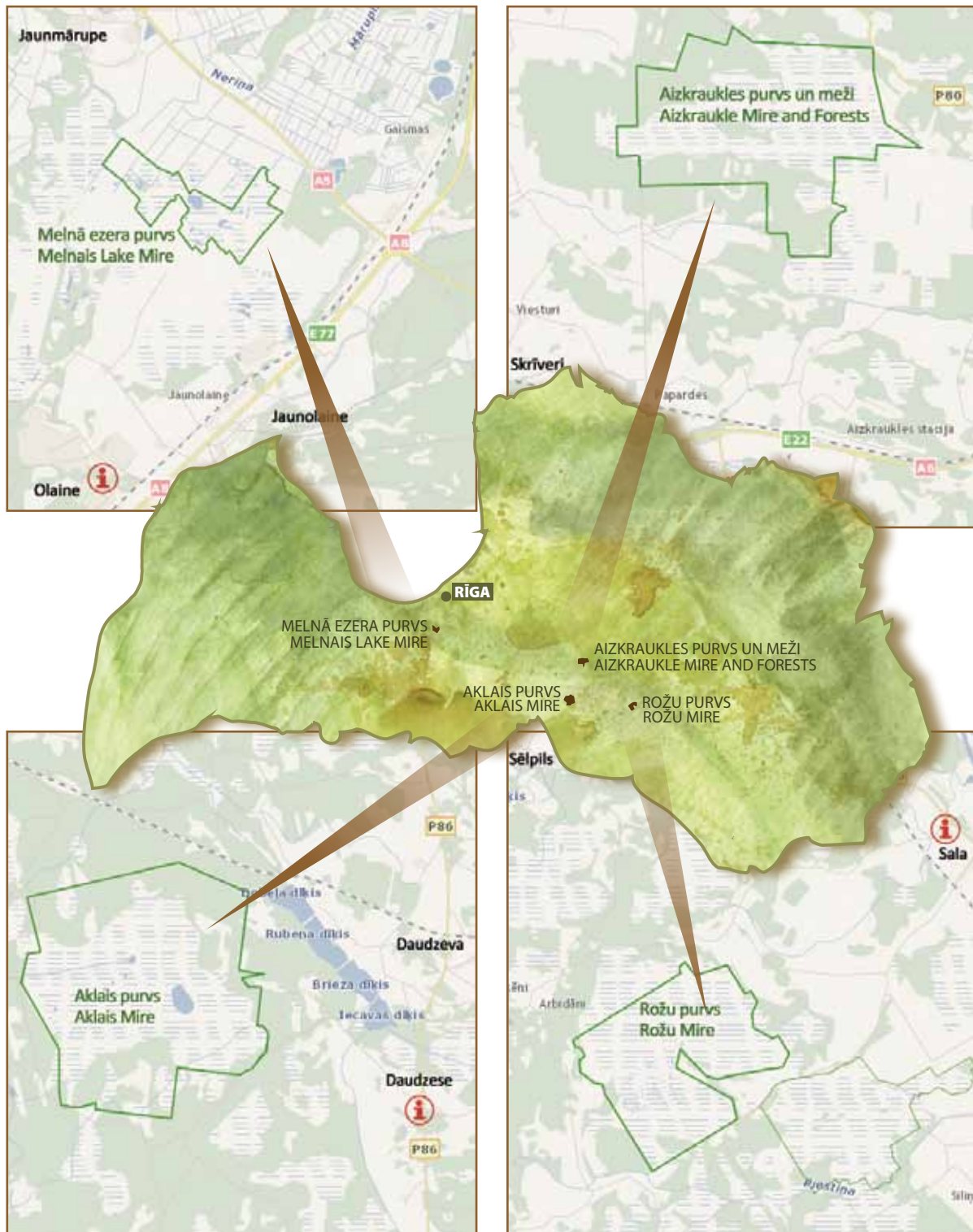
Publisher University of Latvia

Citēšanas paraugs: Kalniņa L., Kuške E., Stivriņš N. 2013. Purvu veidošanās un attīstība. Grām.: Pakalne M., Strazdiņa L. (red.) Augsto purvu apsaimniekošana bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai Latvijā. Hansa Print Riga, Rīga, 12-27.

Recommended citation: Kalniņa L., Kuške E., Stivriņš N. 2013. Formation and Development of Mires. In: Pakalne M., Strazdiņa L. (eds.) Raised Bog Management for Biological Diversity Conservation in Latvia. Hansa Print Riga, Rīga, 28-39.

© Latvijas Universitāte, 2013

ISBN 978-9934-517-37-2



1. attēls. Projekta vietas – Melnā ezera purvs, Aizkraukles purvs un meži, Aklais purvs un Rožu purvs

Figure 1. Project sites – Melnais Lake Mire, Aizkraukle Mire and Forests, Aklais Mire and Rožu Mire

SATURS

Ievads. Māra Pakalne	6
1. Purvu veidošanās un attīstība. Laimdota Kalniņa, Elīza Kušķe, Normunds Stivriņš	12
2. Purvu dabas vērtības un to aizsardzība	
2.1. Purvi dabas liegumā „Aizkraukles purvs un meži”. <i>Uvis Suško, Valda Baroniņa, Vita Līcīte</i>	42
2.2. Dabas liegums „Aklais purvs” un tā dabas vērtības. <i>Uvis Suško, Vita Līcīte</i>	48
2.3. Dabas liegums „Melnā ezera purvs” un tā vērtības. <i>Rūta Sniedze-Kretalova, Vita Līcīte</i>	55
2.4. Dabas liegums „Rožu purvs” un tā vērtības. <i>Rūta Sniedze-Kretalova</i>	59
3. Latvijas purvu dzīvnieki	
3.1. Bezmugurkaulnieki purva dabas liegumos. <i>Voldemārs Spuņģis, Digna Pilāte</i>	84
3.2. Latvijas purvu zīdītājdzīvnieki. <i>Valdis Pilāts</i>	87
3.3. Īpaši aizsargājamo putnu fauna dabas liegumos. <i>Aivars Petriņš, Edmunds Račinskis</i>	91
4. Purvu apsaimniekošana un monitorings	
4.1. Hidroloģiskie pētījumi Melnā ezera, Rožu, Aklajā un Aizkraukles purvā un mežos. <i>Aija Dēliņa, Persijs Čederts</i>	108
4.2. Apsaimniekošanas pasākumu ietekme uz augstā purva biotopiem Rožu, Aklajā un Aizkraukles purvā. <i>Agnese Priede</i>	125
4.3. Gruntsūdens līmeņa paaugstināšanas ietekme uz augāju dabas liegumā Melnā ezera purvs: pirmie rezultāti. <i>Liene Auniņa</i>	132
4.4. Koku un sīkkrūmu maksimālā vecuma noteikšana vienā no kūdras laukiem dabas liegumā „Melnā ezera purvs”. <i>Iluta Dauškane, Agita Treimane</i>	143
4.5. Veģetācijas izmaiņas Lielā Ķemeru tīreļa bijušajā kūdras karjerā pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas. <i>Agnese Priede</i>	148
4.6. Augsto un pārejas purvu hidroloģijas atjaunošanas pieredze Austrumlatvijas mitrājos. <i>Uģis Bergmanis</i>	158
4.7. Augstā purva veģetācijas atjaunošanas pētījumi Aukštumalas purvā Lietuvā. <i>Leonas Jarašius, Romas Pakalnis, Jūratė Sendžikaitė, Dalytė Matulevičiūtė</i>	171
Literatūras saraksts	231
Pielikumi	238

CONTENT

Introduction. <i>Māra Pakalne</i>	8
1. Formation and Development of Mires. <i>Laimdota Kalniņa, Elīza Kuške, Normunds Stivriņš</i>	28
2. Mire Nature Values and their Protection	
2.1. Nature Values of Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve. <i>Uvis Suško, Valda Baroniņa, Vita Līcīte</i>	64
2.2. Nature Values of Aklais Mire Nature Reserve. <i>Uvis Suško, Vita Līcīte</i>	68
2.3. Nature Values of Melnais Lake Mire Nature Reserve. <i>Rūta Sniedze-Kretalova, Vita Līcīte</i>	75
2.4. Nature Values of Rožu Mire Nature Reserve. <i>Rūta Sniedze-Kretalova</i>	78
3. Invertebrates, Mammals and Birds in Latvian Mires	
3.1. Invertebrates. <i>Voldemārs Spuņģis, Digna Pilāte</i>	94
3.2. Mammals. <i>Valdis Pilāts</i>	97
3.3. Birds. <i>Aivars Petriņš, Edmunds Račinskis</i>	102
4. Mire Management and Monitoring	
4.1. Hydrological Research in Melnais Lake Mire, Rožu Mire, Aklais Mire, Aizkraukle Mire and Forests. <i>Aija Dēliņa, Persijs Ģederts</i>	180
4.2. Impact of Restoration Measures on the Raised Bog Habitats in Rožu, Aklais and Aizkraukle Mire. <i>Agnese Priede</i>	192
4.3. Impact of Groundwater Level Rise on Vegetation in Melnais Lake Mire Nature Reserve: First Results. <i>Liene Auniņa</i>	197
4.4. Detection of the Maximum Age of Trees and Dwarf Shrubs in a Peat Field in Melnais Lake Mire Nature Reserve. <i>Iluta Dauškane, Agita Treimane</i>	203
4.5. Changes in Vegetation in the Former Peat Milling Fields after Hydrological Restoration in Lielais Ķemeri Mire. <i>Agnese Priede</i>	207
4.6. Towards the Restoration of the Hydrological Regime in Raised Bogs and Transition Mires in Eastern Latvia Wetlands. <i>Uģis Bergmanis</i>	216
4.7. Experiments with Restoration of Raised Bog Vegetation in Aukštumala Raised Bog in Lithuania. <i>Leonas Jarašius, Romas Pakalnis, Jūratė Sendžikaitė, Dalytė Matulevičiūtė</i>	225
References	231
Appendices	238

IEVADS

Augstie purvi Latvijā ir īpaša ekosistēma. Tie sākuši veidoties pirms apmēram 9000 gadu, līdz ar to purvi ietver informāciju par klimata un veģetācijas izmaiņām un cilvēka darbības atstātajām pēdām. Eiropas Savienībā aizsargājami purva biotopi ir augsto purvu ekosistēmas sastāvdaļa. To aizsardzība ir izšķiroša, jo purviem ir būtiska loma bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā un sateces baseina hidroloģiskā režīma regulēšanā. Purvi ir īpaši nozīmīgs patvērumu augu sugām, kuras spēj augt šajos pārmitrajos un bieži vien arī barības vielām nabadzīgajos apstākļos, jo augstie purvi saņem barības vielas tikai nokrišņu veidā. Atšķirībā no zāļu un pārejas purviem, augstajiem purviem nepieplūst ar barības vielām bagāti gruntsūdeņi. Augstie purvi ir visnozīmīgākā sauszemes ekosistēma, kura funkcionē kā oglekļa uzkrājējs, tiem ir svarīga loma oglekļa apritē un klimata regulēšanā. Lai arī purvi aizņem tikai 3% no zemes virsmas pasaulē, tie satur 30% oglekļa.

Tūkstošiem gadu ir nepieciešams, lai izveidotos augstie purvi, toties ar mūsdienu tehnoloģijām purva kūdras resursus iespējams izmantot tikai dažu gadu desmitu laikā. Purvu nosusināšanas rezultātā sākotnējā dabiskā purva veģetācija tiek aizstāta ar degradētiem purva biotopiem, kas ievērojami atšķiras no cilvēka darbības neskartas purva veģetācijas, – tajos ir pazemināts purva gruntsūdens līmenis, vērojama ūdens aizplūšana no purva, notiek kūdras sēšanās un mineralizācija. Tādējādi būtiski izmainās dabiskā purva veģetācija, pazūd augstajiem purviem raksturīgā ciņu–lāmu struktūra, samazinās vai izzūd sfagnu sugas, kas ir galvenie kūdras veidotāji purvā. Tai pašā laikā purvos sāk dominēt virši, purvi aizaug ar priedēm un bērziem.

Vēl pirms vairākiem gadu desmitiem Eiropā augstie purvi bija izplatīti ievērojami vairāk. Tagad lielas purvu platības ir nosusinātas lauksaimniecības vajadzībām, kūdras ieguvei vai to vietā sastādīti meži. Savukārt, purvus izmantojot kūdras ieguvē, tiek atbrīvots oglekļa dioksīds, kas līdzās citām gāzēm veicina klimata izmaiņas uz zemes.

Eiropas Savienībā augstā purva biotopi ir kļuvuši par prioritāri aizsargājamiem. Tas liecina par ievērojamu purvu platību samazināšanos. Eiropā purvi pieder pie vienas no visapdraudētākajām ekosistēmām, jo to platība ir ievērojami samazinājusies, daudzās valstīs pat par 70–90%. Līdz ar to Latvijas purvi un to augu sabiedrības ir izcils piemērs neskartai purvu veģetācijai, kas Eiropā vēl ir saglabājusies, un tā būtu jāsaglabā arī nākamajām paaudzēm. Lai gan purvi Latvijā sedz apmēram 4,9% teritorijas, tie ietver daudzveidīgas augu sabiedrības, kas raksturīgas šiem īpašajiem apstākļiem.

Purvu aizsardzība ir nepieciešama, un tā jāturpina ne tikai Latvijā, bet arī citās Eiropas valstīs. Līdz ar to aktuāli ir purvu apsaimniekošanas pasākumi, kas veicina hidroloģiskā režīma stabilizēšanu un biotopu atjaunošanos. Purvu pētījumi Latvijā, Lietuvā, Igaunijā, Somijā, Šveicē, Vācijā, Lielbritānijā un Īrijā liecina, ka gruntsūdens līmeņa paaugstināšana degradētajās purva daļās veicina purva veģetācijas atjaunošanos.



Melnā ezera purvs

Melnais Lake Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne

Kā rāda pētījumi, neveicot purva veģetācijas atjaunošanas pasākumus kūdras laukos, ieviešas tikai atsevišķas purva augu sugas, neveidojas raksturīgās augu sabiedrības, kas sastopamas cilvēka darbības neietekmētos augstajos purvos. Tādēļ ir ļoti svarīgi paaugstināt gruntsūdens līmeni, jo no kūdras laukiem, kuros nav augu segas, pastāvīgi izdalās klimatu ietekmējošās gāzes, tai skaitā oglekļa dioksīds un metāns.

Pirmie purvu apsaimniekošanas pasākumi Latvijā tika aizsākti Teiču purvā un turpināti arī citos EK finansētajos LIFE projektos – Lubāna mitrājos, Lielajā Ņemeru tīrelī, Stiklu purvos, Klāņu purvā un Cenas tīrelī. Lai samazinātu cilvēka darbības ietekmi, četrās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās – Melnā ezera purvā, Rožu purvā, Aklajā purvā, Aizkraukles purvā un mežos – laikā no 2010. līdz 2013. gadam īstenots EK LIFE+ projekts „Augstā purva biotopu atjaunošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā”. Projekta mērķis bija īstenot purva apsaimniekošanas pasākumus Melnā ezera purvā, Rožu purvā, Aklajā purvā, Aizkraukles purvā un mežos (1. attēls), ietverot purva susināšanas negatīvo ietekmju pārtraukšanu, lai degradētajās vietās varētu atjaunoties dabiskā veģetācija, kas ir nepieciešama purva augu un dzīvnieku sugu pastāvēšanai.

Projekta gaitā dažādu nozaru eksperti ir veikuši lielu darbu, apsekojot projektu vietas un veicot tajās dabas vērtību, hidroloģisko un ģeoloģisko izpēti, tā dodot ieguldījumu purva biotopu aizsardzībā un apsaimniekošanā. Projekta komandas un ekspertu kopīgā darba rezultāti ir atspoguļoti šajā grāmatā, un tie var tikt izmantoti turpmākajā augsto purvu izpētē, aizsardzībā un apsaimniekošanā, kā arī ir apskatāmi projekta filmā „Purvu noslēpumi”.

Dr. biol. Māra Pakalne

EK LIFE+ projekta „Augstā purva biotopu atjaunošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā” vadītāja

INTRODUCTION


Intact raised bogs in Latvia represent a unique ecosystem that has begun to develop about 9,000 years ago. They carry information on the climatic and vegetation changes and on traces of human activity. In addition to the historical information, raised bogs serve as carbon stores in the form of plant remains.

The protected bog habitats of the European Union are part of raised bog ecosystems. Their protection is of utmost importance as they are vital to the conservation of biological diversity and regulation of the hydrological regime of water basins. Raised bogs are an important shelter for plant species that can grow in waterlogged and nutrient-poor conditions since raised bogs only receive nutrients in the form of precipitation. In this way raised bogs differ from fens and transitional mires, which obtain nutrients from groundwater. In addition, raised bogs are the most important terrestrial ecosystem that stores carbon, and thus they are invaluable in the carbon cycle and climate regulation. Although mires cover only 3% from the total surface of the Earth, they contain 30% carbon.

Thousands of years are needed for raised bogs to develop, but with modern technologies raised bog ecosystems can be destroyed in few decades. After drainage the initial intact raised bog vegetation is replaced by degraded raised bog habitats that greatly differ from the natural habitats in vegetation as well as in the hydrological regime – there is water outflow from the raised bog, groundwater level is lowered, peat compaction and mineralisation takes place. As a result, the intact raised bog vegetation significantly changes, its characteristic structure of raised bog-pools and hummocks disappears, the cover of *Sphagnum* species, which is the main peat producer in raised bogs, substantially decreases. Heather starts to dominate, the raised bog overgrows with pines and birches.

Several decades ago raised bogs were much more common in Europe. At present, large areas are drained for agriculture, peat extraction or forest plantations. Along with peat extraction carbon dioxide is released, facilitating climate change. In Europe raised bogs belong to the most endangered ecosystems as their area has dramatically decreased by 70–90%; raised bogs habitats have obtained priority protection status. It testifies to the considerable decrease of raised bog areas in European countries. Latvian mires with diverse habitats are a prominent example of intact raised bog vegetation that is still present in Europe, and it should be preserved for future generations. Although mires cover about 4.9% from the total area of Latvia, they contain rare plant communities and species characteristic of these waterlogged conditions.

Due to nature and historical values of raised bogs, their conservation is of utmost importance and it has to be continued in Latvia and other European countries alike. Research in Latvia, Lithuania, Estonia, Finland, Switzerland, Germany, the United Kingdom and Ireland shows that restoration of raised bog habitats by rising of the



Garlapu rasene *Drosera anglica*

Great sundew

Foto/Photo: Māra Pakalne

groundwater level in the degraded raised bog areas facilitates restoration of the raised bog hydrological regime and vegetation.

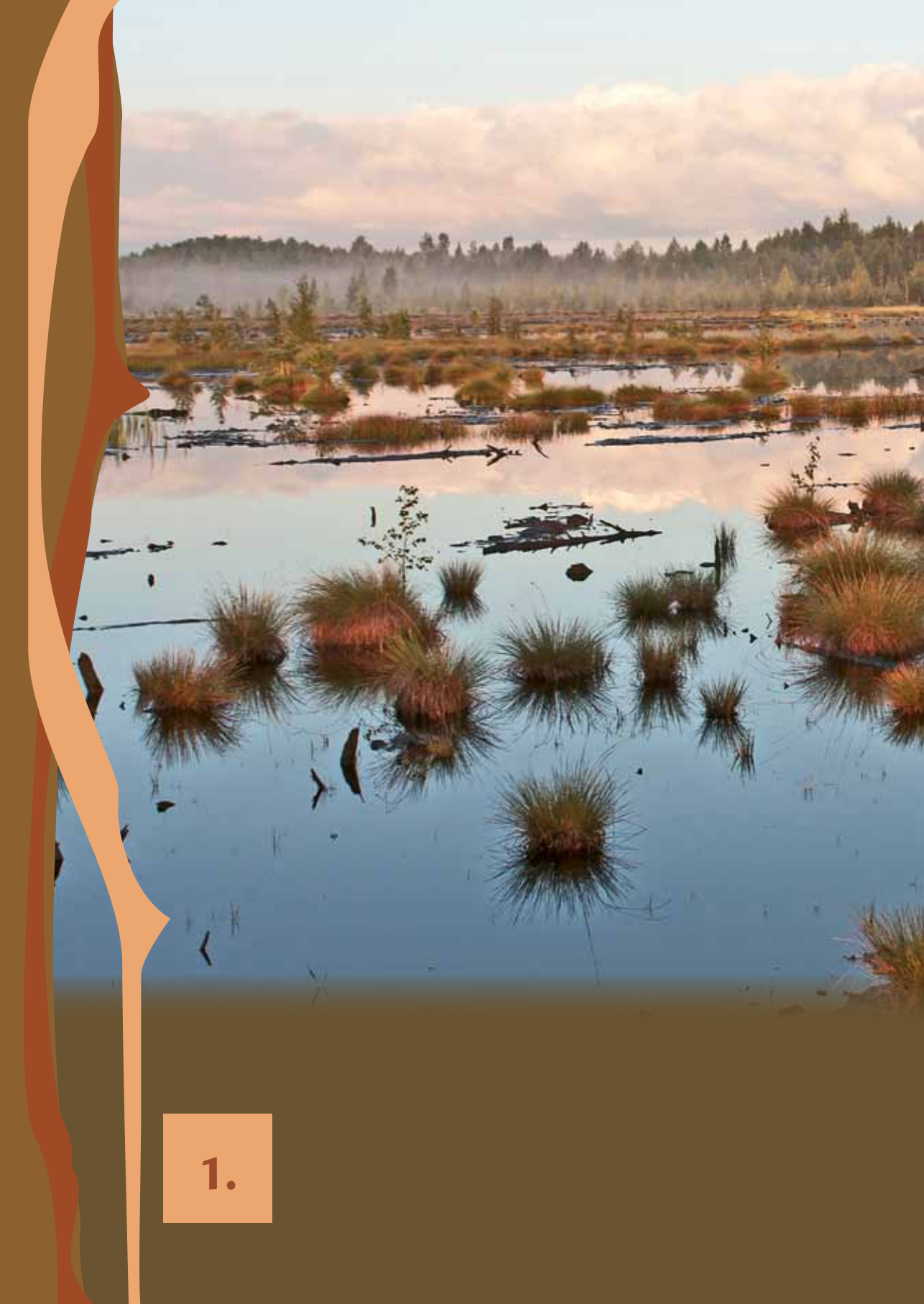
As experience shows us, without action toward peatland restoration and rising of the groundwater level in former peat extraction fields, the characteristic raised bog habitats cease to develop, only a few raised bog species appear but they do not form the plant communities characteristic of intact raised bogs. Therefore, restoration of the hydrological regime of raised bogs is a solution since peat fields without vegetation constantly emit gases that affect climate change.

In Latvia the first raised bog restoration activities were begun in Teiči Mire and continued as part of other EC-financed *LIFE* projects in the Lubāna Wetlands, Lielais Ķemeri Mire, Stikli Mire, Klāņi Mire and Cena Mire. To stop the anthropogenic impact in the four especially protected nature areas – Melnais Lake Mire, Rožu Mire, Aklais Mire, and Aizkraukle Mire and Forests (Figure 1) – the EC *LIFE* project „LIFE 08 NAT/LV/000449 – Restoration of Raised Bog Habitats in the Especially Protected Nature Areas of Latvia” was implemented from 2010 to 2013. The aim of the project was to implement raised bog management actions at the project sites, including stopping of the negative influence of drainage so that raised bog vegetation would begin to regenerate in the degraded areas.

During the implementation of the project, various experts have carried out research on nature values, the hydrology and geology of the project sites, have greatly contributed to nature conservation and management at the project sites. The joint work of the project team and experts towards raised bog restoration has yielded good results that are presented in this book and are relevant for future research and raised bog conservation and management. The results are also presented in the project film „Mires Uncovered”.

Dr. biol. Māra Pakalne

Manager of the EC *LIFE+* project „Restoration of Raised Bog Habitats
in the Especially Protected Nature Areas of Latvia”



1.



Purvu veidošanās un attīstība

**Formation and Development
of Mires**

PURVU VEIDOŠANĀS UN ATTĪSTĪBA

Laimdota Kalniņa, Elīza Kuške, Normunds Stivriņš

Latvijas Universitātes Ģeomorfoloģijas un ģeomātikas katedra,

e-pasts: laimdota.kalnina@lu.lv

MATERIĀLI UN METODES

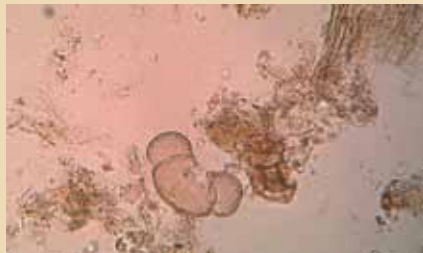
EK LIFE+ projekta „Augstā purva biotopu atjaunošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā” pētījumu ietvaros veikti gan lauka, gan laboratorijas, gan kamerālie darbi, lai iegūtu pēc iespējas korektākus datus purva attīstības rekonstruēšanai.

Lauka darbu gaitā Aizkraukles purvā veikti četri ģeoloģiskie zondējumi un viens ģeoloģiskais urbums, lai noteiktu un analizētu purva veidošanās procesus. Aklaajā purvā veikti seši ģeoloģiskie urbumi, Melnā ezera purvā – trīs ģeoloģiskie urbumi, savukārt Rožu purvā – 11 ģeoloģiskie zondējumi un viens ģeoloģiskais urbums. Purva nogulumu paraugi iegūti no diviem paralēliem urbumiem ar kameras tipa urbi – tā kameras garums ir 50 cm, diametrs 5 cm, un tas paredzēts mīksto nogulumu urbšanai.

Laboratorijas darbu gaitā urbumā iegūtajiem kūdras paraugiem noteikta sadalīšanās pakāpe (Межгосударственный стандарт 2006a) un botāniskais sastāvs (Межгосударственный стандарт 2006b), kas ļauj konstatēt, kādi augi veidojuši katru konkrēto kūdras slāni. Veikta sporu–putekšņu analīze (Berglund & Ralska-Jasiewiczowa 1986), kuras rezultātu analīze ļauj rekonstruēt apkārtējās veģetācijas un klimata izmaiņas nogulumu uzkrāšanas gaitā (Birks & Seppä 2010), kā arī veikt nosacītu nogulumu datēšanu. Ģeoloģijā un paleopētījumos gadi (līdz 50 000 gadiem pirms mūsdienām)



A



B

Kūdras paraugu botānisko sastāvu nosaka pēc augu putekšņiem un sporām, bet tas nav viegls uzdevums, jo dažādām sugām putekšņi izskatās līdzīgi.

A – egle *Picea*, B – priede *Pinus*

Botanical composition of peat samples is determined after plant pollen and spores. However, that is not always easily done as the pollen of different species can look alike.

A – spruce, B – pine

Foto/Photo: Laimdota Kalniņa

tiek noteikti pēc radioaktīvā ¹⁴C izotopa mērījumiem (Bronk Ramsey 2001). Nevienmērīgās saules radiācijas dēļ atmosfērā dažādos laika posmos ir bijusi dažāda ¹⁴C koncentrācija, tādēļ iegūtie gadi neatspoguļo kalendāros gadus (Piotrowska et al. 2011). Pēc tam, kad datēšanas laboratorijas ir veikušas datēšanu, nepieciešams iegūtos datus kalibrēt uz kalendārajiem gadiem (Blaauw 2010, Christen & Perez 2010). Kā nulles punkts starptautiski ir noteikts 1950. gads, tādējādi jāsaprot, ka minētie gadi pirms mūsdienām ir no 1950. gada (Reimer et al. 2009).

Kamerālo darbu gaitā no iepriekš iegūtajiem datiem katram purvam sastādīts ģeoloģiskais griezum un procentuālā sporu–putekšņu diagramma.

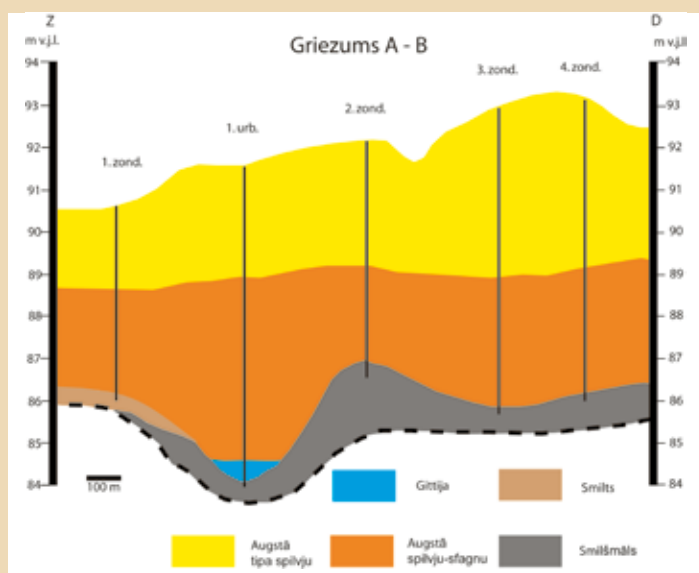
AIZKRAUKLES PURVA UN MEŽU VEIDOŠANĀS UN ATTĪSTĪBA

Aizkraukles purvs attīstījies plašā, lēzenā ieplakā ar ļoti nelīdzenu reljefu, ieplaka izveidojusies ledāja darbības rezultātā. Purva ieplaku zem kūdras klāj pēdējā apledoju ma morēna un tās kušanas ūdeņu veidoti nogulumi, kuru biezums mainās robežās no 10 līdz 20 m. Purva pamatnes reljefs ir samērā sarežģīts un saposmots. Zem Aizkraukles purva nogulumiem iegūļ ledāju kušanas ūdeņu veidots smiltāju līdzenums, bet vietām zem kūdras iegūļ ezera nogulumi. Paaugstinātā gruntsūdens līmeņa ietekmē ieplakas dziļākajās vietās izveidojušies sekli baseini, kuros sākumā uzkrāties kūdrains sapropelis jeb gitija, bet drīz vien sekli baseini aizauguši un virs ezera nogulumiem izveidojies zemā tipa purvs. Ieplakas seklākajās vietās, izveidojoties pārmitriem apstākļiem, ieviesušies purvam raksturīgi augi un, tiem atmiršot, uz minerālgrunts uzkrājusies zemā tipa kūdra.

Kūdras nogulumi Aizkraukles purvā sākuši uzkrāties agrā holocēna beigu posmā vairāk nekā 8000 kal. g. p. m. No nogulumu veidošanās sākuma līdz mūsdienām purvā uzkrāties aptuveni 7 m biezs nogulumu slānis. Aizkraukles purva veidošanās sākumā tā ieplakas dziļākajās daļās pārmitros apstākļos sāka uzkrāties zemā tipa zāļu, grišļu un koku kūdra, kuru, mainoties augu barošanās veidam, nomainīja augstā tipa sfagnu un spilvju kūdra. Pēc Kūdras fonda datiem (Kūdras fonds 1980a), kūdras slāņa maksimālais dziļums ir 6,5 m, bet vidējais dziļums – 4,4 m.

Purva ieplakas pamatni Aizkraukles purva teritorijā galvenokārt veido pārskalo tas morēnas nogulumi – pelēks smilšmāls ar sadēdējušiem karbonātiem oļiem. Virs tiem dziļākajā vietā nelielā pazeminājumā 1. urbumā konstatēts mālainis pelēks sapropelis, kuru apmēram 5 cm biežā slānī pārsedz vidēji sadalījusies tumši brūna koku–zāļu kūdra. Virs tās uzkrāties ļoti blīvs, apmēram 30% sadalījies augstā tipa koku–sūnu kūdras slānis (2. attēls).

Šāda koku–sūnu un zāļu–koku kūdra uzkrājusies dziļumā no 7,1 līdz 5,0 m. Nogulumu intervāls no 5,00 līdz 4,55 m iezīmējas ar kūdraina sapropeļa slāni, kas liecina par nelielu ūdens uzkrāšanos šajā padziļinājumā. Tas, visticamāk, ir saistīts ar gruntsūdeņu sastrēgumu vai arī iespējamu kūdras slāņu pārrāvumu un lāmas veidošanos šai



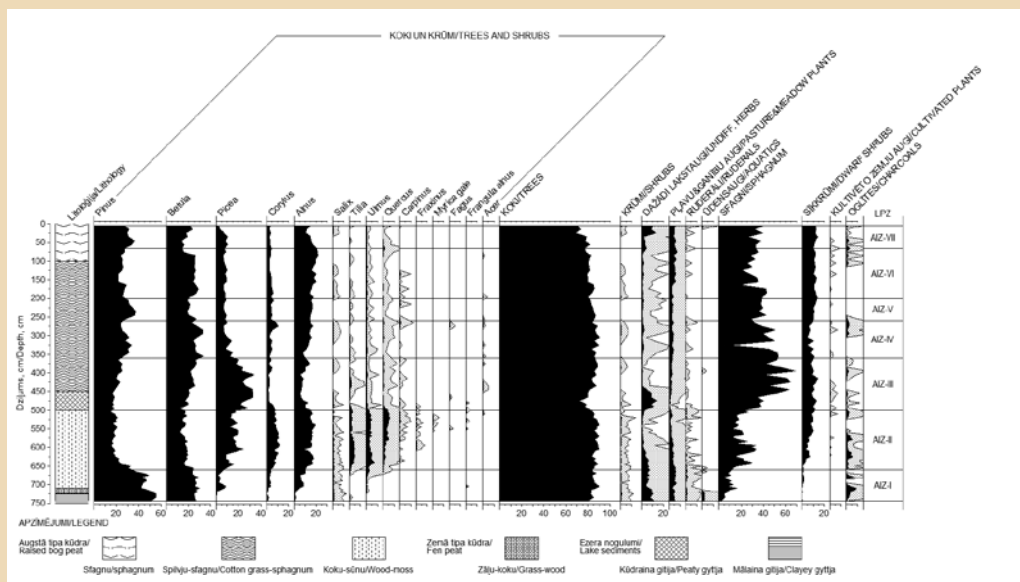
2. attēls.
Aizkraukles
purva nogulumu
ģeoloģiskais
šķērsgriezums pa
profila līniju A-B

Figure 2.
Geological cross
section of Aizkraukle
Mire along profile
A-B

vietā. Virs šī slāņa līdz pat 1 m no zemes virsas uzkrājusies vāji sadalījusies (10–15%) spilvju–sfagnu kūdra (3. attēls), bet virsējo kārtu veido vāji sadalījusies (10%) sfagnu kūdra (2. attēls).

Kūdras nogulumu veidošanās Aizkraukles purvā sākusies agrā holocēna beigu posmā vairāk nekā 8000 kal. g. p. m. Pētījuma teritorijā zemā tipa purvam raksturīgā veģetācija ieviesusies pārmitrā ieplakā, kas veidojusies, aizaugot sekli ūdenstilpei. Uz to norāda mālaina sapropeļa nogulumi analizētā urbuma pamatnē un ūdensaugu putekšņu liknes maksimums. Veģetāciju gan Aizkraukles purvā, gan tā apkārtējā teritorijā purva attīstības sākumposmā raksturo procentuālajā sporu–putekšņu diagrammā nodalītā lokālā putekšņu zona (LPZ) AIZ-I (3. attēls). Purva apkārtņē dominē priede *Pinus*, kas norādītajā zonā sasniedz izplatības maksimumu, un bērzs *Betula*. Minēto koku sugu putekšņu dominance ļauj veikt nosacīto nogulumu datēšanu un uzskatīt, ka Aizkraukles purva attīstība sākusies agrā holocēna beigu posmā. Kaut arī purva apkārtņē koki ir plaši izplatīti, apkārtējo ainavu var uzskatīt par atklātu. Pēc putekšņu analīzes datiem, lielu procentuālo daudzumu no kopējās veģetācijas veido graudzāļu dzimta *Poaceae*, grīšļu dzimta *Cyperaceae* un citi lakstaugi. Nogulumu intervālā 7,25–7,10 m, kas atbilst nodalītās LPZ apakšējai daļai, Aizkraukles purva ieplakā uzkrāties plāns zemā tipa zāļu–koku kūdras slānis, kuru pārsedz augstā tipa koku–sūnu kūdras slānis.

LPZ AIZ-II, kas atbilst nogulumu intervālam no 6,60 līdz 5,00 m, pēc tajā dominējošajiem platlapju – gobas *Ulmus*, liepas *Tilia*, ozola *Quercus* un lazdas *Corylus* – putekšņiem ļauj nosacīti datēt šī nogulumu slāņa uzkrāšanos klimatiskā optimuma laikā (Seppä et al.



3. attēls. Aizkraukles purva 1. urbuma nogulumu sporu–putekšņu procentuālā diagramma
Figure 3. Spore–pollen percentage diagram of Aizkraukle Mire coring No. 1

2010). Pēc sporu–putekšņu analīzes datiem konstatēts, ka purva veģetācijā joprojām dominē dažādi grīšļu dzimtas augi, bet sāk parādīties arī sfagni *Sphagnum* un ēriku dzimtas *Ericaceae* augi, kas liecina, ka purva apkārtējā teritorija joprojām ir atklāta. Silta un sausa klimatiskā optimuma ietekme iezīmējas arī nogulumu slāņa uzkrāšanās gaitā, kad minēto apstākļu ietekmē notikusi intensīva kūdras sadalīšanās. Tāpēc laika posmā no ~ 7000 līdz 4500 kal. g. p. m., kas atbilst klimatiskajam optimumam, Aizkraukles purvā uzkrāties tikai ~ 1,5 m biezs nogulumu slānis. Šajā laika posmā joprojām turpinājās augstā tipa koku–sūnu kūdras uzkrāšanās.

Krasa platlapju samazināšanās Aizkraukles purva apkārtējā teritorijā nodalītās LPZ AIZ-III apakšējā daļā liecina par klimata pavēsināšanos. Tā ietekmē siltummīlošu augu augšanai apstākļi kļuvuši nelabvēlīgāki. Egles *Picea* izplatības maksimums arī norāda uz vēsāka un mitrāka klimata apstākļiem, kas korelējams ar vēlā holocēna sākumposmu, kas sācies ~ 4500 kal. g. p. m. (Sillasoo et al. 2007). Nogulumu intervālā no 5,00 līdz 4,50 m minētajā laikā uzkrāties kūdrains sapropelis, kas arī norāda uz mitrākiem apstākļiem purva attīstības gaitā un varēja veicināt purva laterālu pieaugumu (Weckström et al. 2010). Var spriest, ka purva teritorija urbuma vietā īslaicīgi ir pārplūdusi, kā rezultātā uzkrājušies ezera nogulumu ar augstu organiskās vielas saturu. Pēc putekšņu analīzes datiem secināts ka, purvā atkārtoti palielinājusies grīšļu dzimtas augu nozīme purva veģetācijā.

Sākot ar 4,50 m dziļumu, purvā sāk uzkrāties spilvju–sfagnu kūdra. Tas norāda, ka sekla baseins ir izzudis, klimatiskajiem apstākļiem kļūstot sausākiem, ieplakai



Skatoties mikroskopā, spilvju–sfagnu kūdras paraugā skaidri izšķiramas sūnu lapas un augu fragmenti

Looking through the microscope at a cotton–grass and *Sphagnum* peat sample, moss leaves and plant fragments can be easily distinguished

Foto/Photo: Laimdota Kalniņa

aizpildoties ar ezera nogulumiem vai rodoties notecei. Tā rezultātā atjaunojas kūdras uzkrāšanās process.

Purva apkārtnē dominējošo egli nomaina priede un bērzs, kas sasniedz savas izplatības otro maksimumu. Sfagnu sporu izplatības maksimums šajā intervālā norāda uz to dominanci purva veģetācijā un stabilu augstā purva attīstības stadijas iestāšanos. LPZ AIZ-IV iezīmējas arī ar strauju dažādu lakstaugu putekšņu daudzuma un daudzveidības samazināšanos, kas norāda uz slēgtāku, kokiem aizaugušu ainavu Aizkraukles purva apkārtnē.

Turpinot uzkrāties vāji sadalītai (10–15%) augstā tipa spilvju–sfagnu kūdrai no 3,50 līdz 1,00 m, kas atbilst LPZ AIZ-V un AIZ-VII, purva apkārtējā teritorijā joprojām dominē priede, bērzs un alksnis *Alnus*.

Apkārtējās veģetācijas sastāvā nav izteiktu izmaiņu, kas norāda uz stabiliem vides apstākļiem minētajā purva attīstības posmā. Purva veģetācijā turpina dominēt sfagni, ēriku dzimtas augi, tajā skaitā virsis *Calluna vulgaris*.

Vēlā holocēna beigu posmu līdz pat mūsdienām raksturo LPZ AIZ-VII, kas iezīmējas ar atkārtotu priedes izplatības palielināšanos Aizkraukles purva apkārtējā teritorijā, salīdzinot ar iepriekšējiem purva attīstības posmiem. Procentuālajā sporu–putekšņu diagrammā redzams, ka palielinās dažādu lakstaugu daudzveidība. Tas liecina par aktīvu cilvēka saimniecisko darbību purva tuvumā, piemēram, izcērtot mežus. Tādā veidā ainava purva apkārtnē kļuvusi atklātāka, un nogulumos izsēdušies daudzveidīgāki putekšņi. Palielinās arī sfagnu sporu daudzums, kas liecina par sfagnu dominanci purva lokālajā veģetācijā. To apstiprina arī vāji sadalījusies (10%) augstā tipa sfagnu kūdra, kas Aizkraukles purva griezumā uzkrājusies šajā laika posmā.

AKLĀ PURVA VEIDOŠANĀS UN ATTĪSTĪBA

Aklais purvs atrodas Viduslatvijas zemienes Taurkalnes līdzenuma ziemeļaustrumos. Tā kūdras slāņa maksimālais dziļums ir 7,5 m, bet vidējais dziļums – 4,5 m (Kūdras fonds 1980b). Aklā purva masīvā izteikti iezīmējas trīs purva kupoli, kas paceļas pat 3–4 m virs apkārtējās teritorijas. Augstā purva vidusdaļā atrodas Znotiņu ezers, kā arī mazāki purva ezeri, kas izveidojušies rindā cits aiz cita. Znotiņu ezers, visticamāk, ir glaciālas izcelsmes,

turpretī mazo ezeriņu raksturs un novietojums liecina par to veidošanos augstā purva apstākļos, plīstot kūdras slāņiem un veidojoties lāmām. Visus ezerus ieskauj platāka vai šaurāka koku josla.

Aklā purva ieplakas pamatnē ir viegli viļņots līdzenums, ko veido morēnas smilšmāls. Ūdeni vāji caurlaidīgie ieži reljefa ieplakās nosaka to, ka ne tikai Aklais purvs, bet arī tam piegulošās teritorijas ir pārmitras un pārpurvojušās. Mūsdienu Aklā purva teritorijā pēc Daudzevas ledāja kušanas ūdeņu baseina noplūšanas palika daudz dažāda izmēra seklūdēns ezeru, kuru dziļums, spriežot pēc ezeru nogulumu biezuma, nepārsniedza 4 m. Ezeru krastos vēl nebija izveidojusies veģetācija, kā rezultātā smiltis ezeru krastos tika pārpūstas un izveidojās kāpu grēdas. Izveidojoties veģetācijai, ezeros pakāpeniski sāka uzkrāties sākumā mālains un smilšains, bet vēlāk kūdrains sapropelis.

Aklais purvs ir veidojies divējādi – gan aizaugot seklūdēns ezeriem, gan pazeminājumos pārpurvojoties minerālzemei.

Kūdras veidošanās Aklajā purvā sākusies agrā holocēna beigās vairāk nekā 8000 kal. g. p. m., iestājoties siltam un sausam klimatam (Heikkilä & Seppä 2010). Tas veicināja intensīvu veģetācijas attīstību, kā rezultātā pilnīgi aizauga daļa seklāko un mazāko ezeriņu un plašā teritorijā sāka uzkrāties pārejas vai zemā tipa kūdra. Kūdrai uzkrājoties ap ezeriņiem, sākotnēji purva teritorijā veidojās trīs atsevišķi purvi, kas vēlāk, uzkrājoties arvien biezākiem kūdras slāņiem un purva nogabaliem augot gan vertikāli, gan horizontāli, saplūda kopā un veidoja vienu augstā tipa purva masīvu.

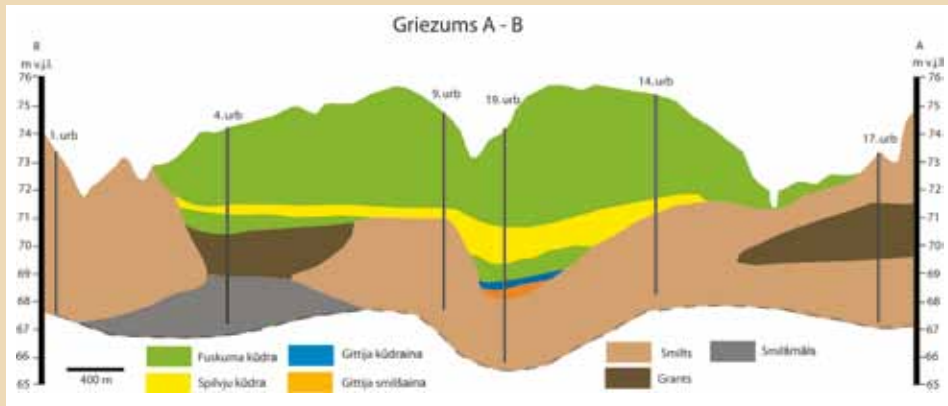
Aklā purva pamatnes dziļākajās ieplakās sākotnēji bijušas seklas ūdenstilpes, kas agrā holocēna beigu posmā vairāk nekā 8000 kal. g. p. m. aizpildījušās ar ezera nogulumiem – smilšainu un kūdrainu sapropeli (4. attēls).

Turpinot uzkrāties augstā tipa kūdrai, Aklā purva apkārtējā teritorijā samazinājusies egļu izplatība, bet turpina palielināties bērzu un priežu daudzums, kas redzams LPZ AKL-IV nogulumu intervālā no 2,75 līdz 0,75 m (5. attēls).

Aklā purva sporu–putekšņu procentuālajā diagrammā 0,75–0,10 m nogulumu intervālā LPZ AKL-V (5. attēls) raksturo purva un tā apkārtējās veģetācijas izmaiņas vēlā holocēna beigu posmā līdz pat mūsdienām. Apkārtnē visvairāk izplatītas priedes un alkšņi. Atkārtoti palielinās graudzāļu dzimtas putekšņu daudzums, un periodiski parādās kultūraugu (miežu, kviešu, rudzu un kaņepju) un ruderālu augu (ceļteku, balandu un vībotņu) putekšņi, kas norāda uz aktīvu cilvēka saimniecisko darbību purva tuvumā.

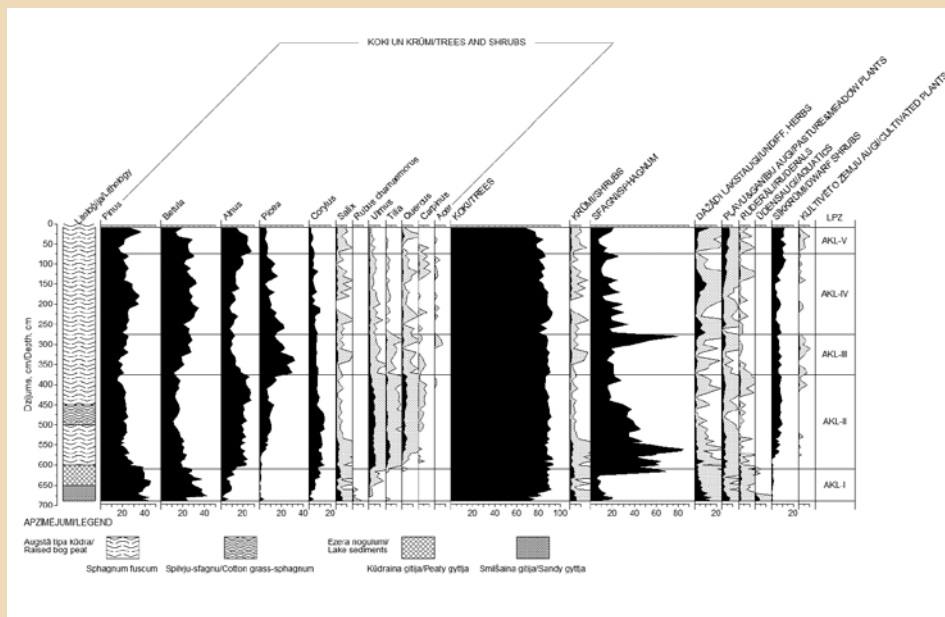
Šo laika posmu purva un tā apkārtnes veģetācijas attīstībā raksturo lokālā putekšņu zona (LPZ) AKL-I dziļumā, 6,90–6,10 m intervālā, kas iezīmējas ar priežu *Pinus* un bērzu *Betula* putekšņu izplatības maksimumu. Dominē arī krūmi un dažādi lakstaugi – graudzāļu *Poaceae* un grīšļu *Cyperaceae* dzimtas augi, kas norāda uz atklātu ainavu purva apkārtējā teritorijā.

Klimatam kļūstot siltākam un sausākam, ūdens līmenis sekļajos ezeriņos purva ieplakas pamatnē krities un vietās, kas bija aizpildījušās ar ezera nogulumiem, sākās



4. attēls. Aklā purva nogulumu ģeoloģiskais šķērsgriezums pa profila līniju A–B

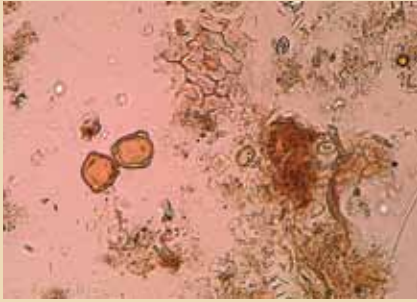
Figure 4. Geological cross section of Aklais Mire along profiles A–B



5. attēls. Aklā purva 1. urbuma nogulumu sporu–putekšņu procentuālā diagramma

Figure 5. Spore–pollen percentage diagram of Aklais Mire coring No. 1

pārpurvošanās procesi un uzkrājās augstā tipa kūdra. Uz siltāku klimatu šajā laikā posmā norāda platlapju, galvenokārt vīksnas *Ulmus*, liepas *Tilia*, ozola *Quercus*, izplatības maksimums. Nodalītajā LPZ AKL-II intervālā (6,10–3,75 m) (5. attēls) iepriekš dominējošos bērzu un priedi nomainījuši alksnis *Alnus* un lazda *Corylus*. Par stabilas augstā tipa purva veģetācijas izplatību Aklā purva teritorijā klimatiskā optimuma laikā liecina



Pēc formas savstarpēji līdzīgi ir bērza *Betula* putekšņi (pa kreisi) un liepas *Tilia* putekšņi (pa labi)

Pollen with a similar form – birch (left) and lime (right)

Foto/Photo: Laimdota Kalniņa

arī straujš sfagnu sporu un ēriku *Ericaceae* dzimtas augu izplatības pieaugums. Šajā laikā purvā uzkrājies vairāk nekā 2 m biezs brūnā sfagna *Sphagnum fuscum* un spilvju–sfagnu augstā tipa kūdras slānis.

Vēlā holocēna sākums Aklā purva un tā apkārtnes veģetācijā iezīmējas ar krasu platlapju samazināšanos un bērza, bet īpaši egles *Picea*, izplatības palielināšanos, kas redzams LPZ AKL-III no 3,75 līdz 2,75 m (5. attēls). Dominējošās egles liecina par vēsākiem klimatiskajiem apstākļiem. Purvā šajā intervālā turpina uzkrāties vāji sadalījusies augstā tipa *Sphagnum fuscum* kūdra.

MELNĀ EZERA PURVA VEIDOŠANĀS UN ATTĪSTĪBA

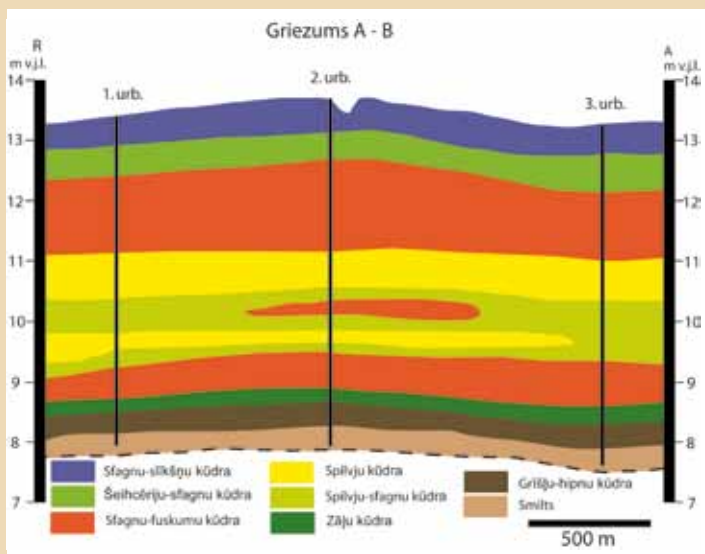
Melnā ezera purvs atrodas Viduslatvijas zemienes Tīreļu līdzenuma ziemeļu daļā, vienā no Baltijas ledus ezera akumulācijas līdzenuma ieplakām, kas radusies, Baltijas ledus ezeram pārskalojot vai noskalojot ledāja nogulumus (Zelčs & Markots 2004, Zelčs et al. 2011). Tā robežu ar Piejūras zemieni veido Litorīnas jūras stadijas krasta līnija ar kāpu vaļņiem. Kopumā dabas liegums atrodas uz relatīvi līdzena reljefa ar nelielām (2–3 m) relatīvā augstuma starpībām. Purvs izveidojies Baltijas ledus ezera akumulācijas līdzenumā mitruma sastrēguma joslā starp senajiem krastu veidojumiem un kāpām, paceļoties gruntsūdens līmenim Litorīnas jūras transgresijas laikā. Šis augstā tipa purvs ar labi izteiktu grēdu–liekņu un grēdu–akaču mikroreljefu ir izveidojies tieši uz ūdensšķirtnes starp Lielupi un Daugavu (Pakalne et al. 2003). Cenas tīreli ir izveidojušies vairāki augstā purva kupoli, un viens no tiem veido Melnā purva dabas lieguma centrālo daļu, kurā atrodas Melnais ezers.

Ledājam atkāpjoties un kūstot, Melnā ezera purva ieplaku sedza ledāja kušanas ūdeņu baseina – Baltijas ledus ezera – seklūdens daļa. Baseina nogulumu – mālaina smilts,

mālaini aleirīti, aleirīti un putekļaina vai smalkgraudaina smilts – pārsedz morēnas nogulumus. Tos savukārt purva ieplakas malās dažviet pārsedz eolie nogulumu – smalkgraudaina smilts, kas senā Baltijas ledus ezera krasta zonā veido kāpas. Pēc Baltijas ledus ezera regresijas pirms 11 000 – 10 500 gadiem purva ieplakas teritorijā bija izveidojies plašs reljefa pazeminājums. Nevienmērīgās akumulācijas ieplaku un tās krastus pārsvarā veido smalka un putekļaina smilts, bet atsevišķās vietās arī mālaina smilts. Šie nogulumu, kuru biezums pārsniedz 15 m, brīvi ļāva iefiltrēties atmosfēras nokrišņiem, gruntsūdens iegūla salīdzinoši dziļi, un tādēļ neveidojās pārmitri apstākļi, kas veicinātu kūdras uzkrāšanos un purva veidošanos. Taču vēlāk, Litorīnas jūras stadijas laikā paceļoties Baltijas jūras līmenim, plašajā ieplakā, ko tagad aizņem Cenas tīrelis un tā ziemeļaustrumdaļā esošais Melnā ezera purvs, izveidojās pārmitri apstākļi.

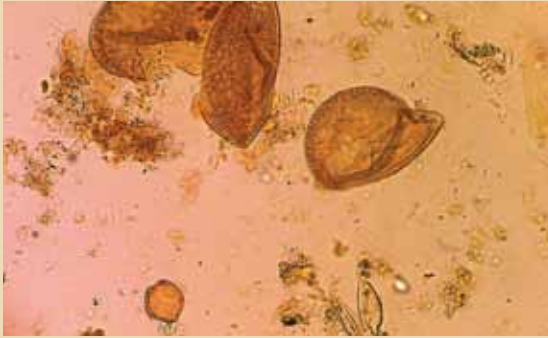
Kūdras nogulumu Melnā ezera purva daļā sākuši uzkrāties klimatiskā optimuma beigās posmā vairāk nekā 4500 kal. g. p. m., pārpurvojoties minerālgruntij, to izraisīja gruntsūdens līmeņa paceļšanās klimata pavēsināšanās rezultātā (Sillasoo et al. 2007, Korhola et al. 2010, Seppä et al. 2010, Väiliranta et al. 2012). Gruntsūdens līmeņa celšanās ieplakā radīja pārmitrus apstākļus, kas bija labvēlīgi mitrumu mīlošu augu – grīšļu un niedru – augšanai. Mūsdienās bijusi purva ieplaka ir aizpildījusies ar kūdru un kļuvusi par pozitīvu reljefa formu – purva kupolu.

Melnā ezera purva nogulumu palinoloģiskie pētījumi ir salīdzināti un korelēti ar purvam piegulošā Cenas tīreļa sporu–putekšņu analīzes rezultātiem un nogulumu vecuma datējumiem ar organiskā oglekļa ¹⁴C datēšanas metodi, kā arī ar lokālajām un reģionālajām vidējām diagrammām. Var secināt, ka purva nogulumu smilšainajā Melnā ezera purva ieplakā, tai pārpurvojoties, sākuši uzkrāties klimatiskā optimuma beigās



6. attēls.
Melnā ezera purva nogulumu ģeoloģiskais šķērsgriezums pa profila līniju A–B

Figure 6.
Geological cross section of Melnā ezera Mire along profile A–B



Kūdras paraugā atrasti divu koku sugu putekšņi – egles *Picea* (lielākie putekšņi attēla augšdaļā) un alkšņa *Alnus* (noapaļots, attēla apakšdaļā)

Pollen of two tree species were found in the peat sample – larger pollen on top is spruce, smaller and rounded is alder

Foto/Photo: Laimdota Kalniņa

vairāk nekā 4500 kal. g. p. m. Minētais posms purva veģetācijā iezīmējas ar dažādu grīšļu un hipnu *Hypnum* sūnu dominanci, kā rezultātā uzkrājies 0,75 m biezs zemā un pārejas tipa kūdras slānis, ko galvenokārt veido grīšļu kūdra (6. attēls).

To apliecina arī putekšņu analīzes rezultāti, šajā slānī konstatēts ievērojams daudzums grīšļu dzimtas *Cyperaceae* augu putekšņu. Procentuālajā sporu–putekšņu diagrammā šis posms atbilst nodalitajai lokālajai putekšņu zonai (LPZ) MEZ-I (7. attēls). Tas purva apkārtējā veģetācijā iezīmējas ar platlapju – vīksnas *Ulmus*, liepas *Tilia*, ozola *Quercus* un alkšņa *Alnus* – izplatības beigu posmu, kas ļauj spriest par minētā nogulumu slāņa veidošanos klimatiskā optimuma beigās. Kultivēto zemju un ruderālo augu putekšņu klātbūtne, kā arī ogļu putekļi norāda uz cilvēka saimniecisko darbību purva tuvumā minētajā laika posmā.

Klimatiskā optimuma beigās un vēlā holocēna sākumā apstākļi Melnā ezera purvā kļuva nepiemēroti zemo un pārejas tipa purvu raksturojošiem augiem un sāka augt sfagni, galvenokārt brūnais sfagns *Sphagnum fuscum*. Veģetācijai atmirstot, veidojies neliels 0,25 m augstā tipa *Sphagnum fuscum* un 0,50 m spilvju–sfagnu kūdras slānis. Minēto slāni raksturo LPZ MEZ-II 4,95–4,25 m intervālā, kas purva veģetācijā pēc sporu–putekšņu analīzes datiem iezīmējas ar strauju sfagnu sporu un ēriku dzimtas augu *Ericaceae* līkņu kāpumu. Melnā ezera purva apkārtnes veģetācijā dominē egle *Picea*.

LPZ MEZ-III nogulumu 4,25–3,40 m intervālā Melnā ezera purva apkārtējās teritorijas ainavā iezīmējas ar egles izplatības samazināšanos un alkšņa *Alnus* palielināšanos. Arī purva veģetācijā pēc kūdras botāniskā sastāva analīzes konstatētas izmaiņas – uzkrājusies spilvju–sfagnu kūdra.

Laika posmā, kam raksturīgi vēsāka un mitrāka klimata apstākļi nekā klimatiskajā optimumā, Melnā ezera purva ieplakā uzkrājies gandrīz 1,50 m biezs, galvenokārt vāji sadalījies (~ 15%) augstā tipa sfagnu kūdras slānis. Sporu–putekšņu analīzes dati LPZ MEZ-IV nogulumu 3,40–1,80 m intervālā parāda atkārtotu sfagnu sporu dominanci.

lokālajā purva veģetācijā. Šajā laika posmā atkal parādās lielāka lakstaugu putekšņu daudzveidība, ruderāli un kultūraugi, kā arī ogļu putekļi, kas norāda uz cilvēka saimnieciskās darbības intensitātes palielināšanos.

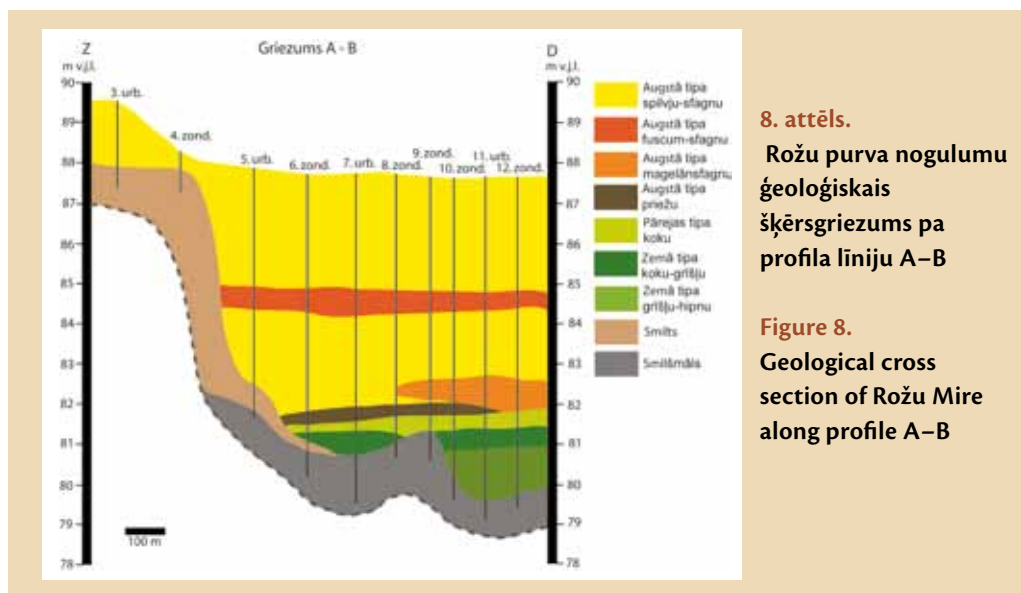
ROŽU PURVA VEIDOŠANĀS UN ATTĪSTĪBA

Rožu purvs atrodas uz robežas starp Austrumlatvijas zemienes Aknīstes nolaidenuma ziemeļrietumu galu un Augšzemes augstienes Sēlijas paugurvalni rietumos. Tā kūdras slāņa maksimālais biezums ir 7 m, bet vidējais dziļums – 4,3 m (Kūdras fonds 1980c).

Purva ieplakas pamatni veido trīs atsevišķas ieplakas, ko visā teritorijā un arī purvam piegulošās teritorijās klāj glaciolimniskie nogulumi (māli, aleirīti un smalkas smiltis). To biezums parasti ir ap 3–8 m, atsevišķos morēnas virsmas pazeminājumos sasniedzot arī 10 m. Vienīgi purva ieplakas rietumu daļā uzkrājušies glaciofluviāli grantaini nogulumi.

Vāji caurlaidīgie mālainie nogulumi pazeminājumos un aprūtinātā notece, kā arī ieplakās saglabājušās reliktās seklās ūdenstilpes ir veicinājušas purvu attīstību šajā teritorijā. Rožu purvs izveidojies starppauguru ieplakā, gan aizaugot seklām ūdenstilpēm, gan pārpurvojoties reljefa pazeminājumiem aprūtinātās noteces un pārmitru apstākļu ietekmē. Purva veidošanās sākumā reljefa pazeminājumos sākuši veidoties trīs atsevišķi purvi, kas, strauji attīstoties augstajam purvam un kūdras slāņiem kļūstot biežākiem un aizņemot arvien plašākas teritorijas, ir saplūduši kopā vienā lielā purvā.

Rožu purvs izveidojies nelīdzenā ieplakā, kuras pamatni veido ledāja kušanas ūdeņu baseinā uzkrājušies glaciolimniskie mālu un aleirītu nogulumi. Sākotnēji purva ieplakās virs glaciolimniskā māla uzkrājās karbonātisks māls, smilšmāls vai arī mālains sapropelis (8. attēls).



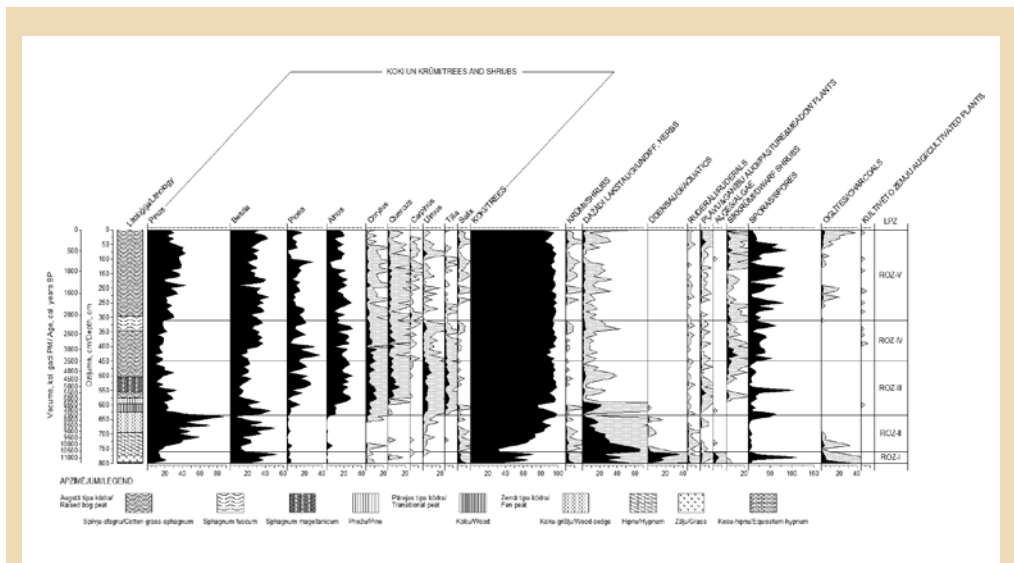
8. attēls.
Rožu purva nogulumu
ģeoloģiskais
šķērsgriezums pa
profila līniju A-B

Figure 8.
Geological cross
section of Rožu Mire
along profile A-B

Vāji caurlaidīgie nogulumu ieplakā veicināja labvēlīgus apstākļus purva veģetācijas attīstībai.

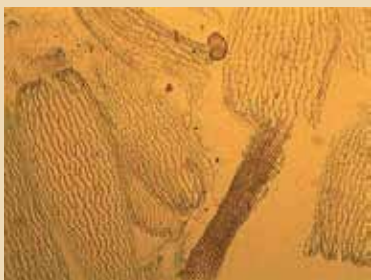
Kūdras nogulumu Rožu purvā sākuši uzkrāties holocēna sākumā, tas ir, vairāk nekā 11 000 kal. g. p. m. No nogulumu veidošanās sākuma līdz mūsdienām purvā uzkrājies aptuveni 8 m biezs kūdras slānis. Sākotnēji Rožu purvā attīstījies zemā tipa purvam raksturīga veģetācija un uzkrājies galvenokārt zāļu un hipnu kūdra. Pieaugot kūdras nogulumu slānim, augi vairs nevarēja saņemt barības vielas no gruntsūdeņiem un zemā tipa purva veģetāciju nomainīja augstā tipa purvam raksturīga veģetācija, līdz purvs izveidojās par augstā tipa purvu. Augstā tipa kūdras nogulumu uzkrāšanās Rožu purvā, tāpat kā citviet Latvijas teritorijā, sākusies klimatiskā optimuma laikā ~ 6500 kal. g. p. m. Līdz mūsdienām purvā uzkrājies 6 m biezs augstā tipa purva nogulumu slānis, ko galvenokārt veido sfagnu un spilvju kūdra.

Rožu purvā vecākais nogulumu slānis uzkrājies pirms vairāk nekā 11 000 kal. g. p. m. Tas ir 0,25 m biezs, to veido zemā tipa kosu–hipnu un zāļu kūdra. Tās veidošanās laikā, kā liecina sporu–putekšņu procentuālās diagrammas apakšējā lokālā putekšņu zona (LPZ) ROZ-I, kas iezīmējas ar bērzu *Betula* putekšņu līknes maksimumu (9. attēls), ieplakas apkārtnē jau sākuši izplatīties bērzu meži. Šīs zonas putekšņu sastāvā ir kārķļu *Salix*, dažādu lakstaugu – grīšļu *Cyperaceae*, čemurziežu *Apiaceae*, tauriņziežu *Fabaceae* un sūreņu *Polygonaceae* – dzimtas augi, kā arī graudzāļu *Poaceae* un vībotņu *Artemisia* putekšņi. Dominējošo putekšņu spektri norāda uz veģetācijas segas attīstībai labvēlīgiem apstākļiem holocēna sākumposmā. Ievērojamā lakstaugu putekšņu klātbūtne norāda, ka plašas teritorijas joprojām aizņem atklātas ainavas ar pļavām, kaut arī jau ir



9. attēls. Rožu purva 1. urbuma nogulumu sporu–putekšņu procentuālā diagramma

Figure 9. Spore–pollen percentage diagram of Rožu Mire coring No. 1



Kūdras paraugā atrastās sfagnu *Sphagnum* lapiņas ar priedes *Pinus* puteksni

***Sphagnum* leaves and pine pollen in peat sample**

Foto/Photo: Laimdota Kalniņa

sākuši veidoties samērā skraji bērzu meži. Aļģu un ūdensaugu likņu maksimumi griezuma apakšējā daļā norāda uz pārmitriem apstākļiem vai pat seklu baseinu, kas šajā vietā atradies purva veidošanās sākumā. Griezuma apakšējās daļas nogulumos, kuri veidojušies pirms apmēram 11 000 – 10 000 gadu, konstatētie ogļu putekļi (~ 25–100 μm), visticamāk, liecina par mežu degšanu šai laikā.

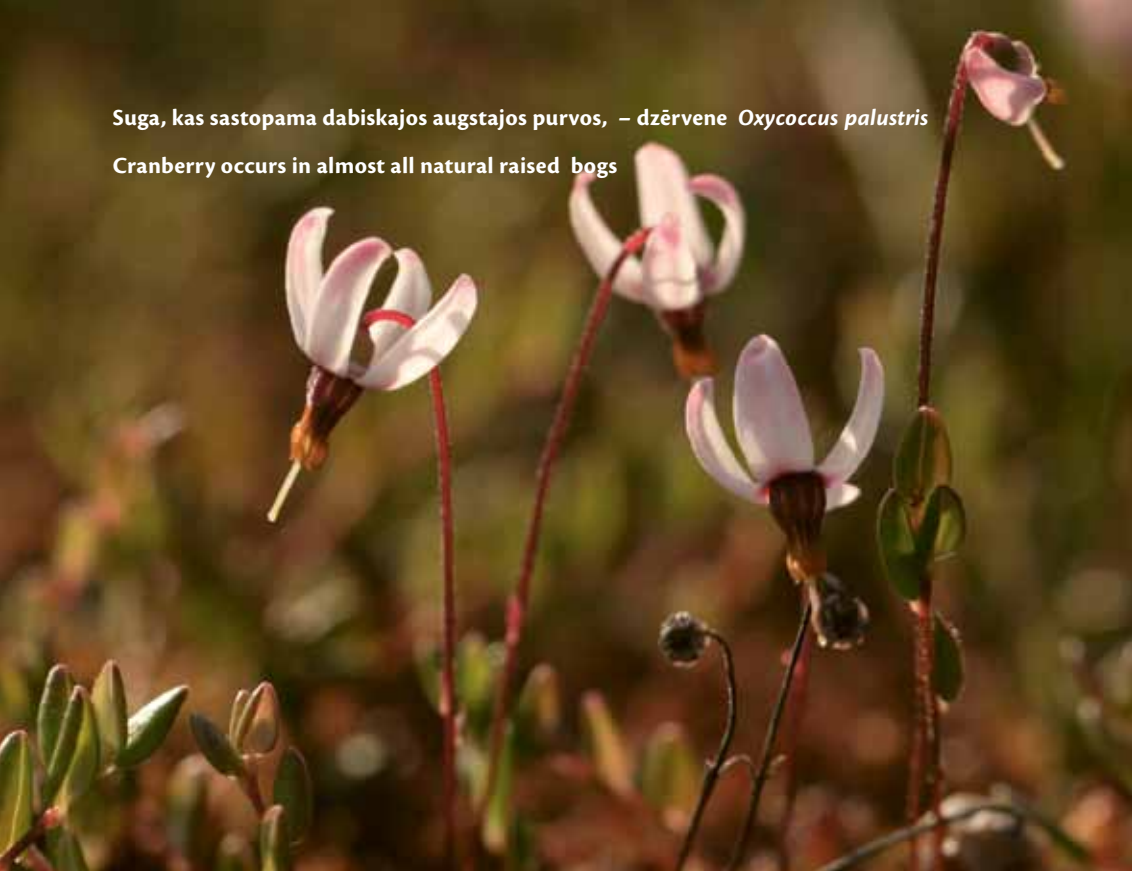
Attīstoties purva veģetācijai, kurā, pēc kūdras botāniskā sastāva analīzes datiem, dominēja zemā tipa purvam raksturīgie augi – dažādi grīšļi (*Carex lasiocarpa*, *C. terretiuscula*, *C. appropinquata*, *C. limosa*, *C. riparia*) un hipnu sūnas (*Drepanocladus* sp., *Calliargon* sp.), arī parastā niedre *Phragmites australis* un trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata* –, Rožu purvā uzkrājās zemā tipa hipnu un grīšļu kūdra.

Par šī slāņa veidošanās apstākļiem liecina LPZ ROZ-II, kurā maksimālo izplatību sasniedz priede *Pinus* un grīšļu dzimtas augi, dominē arī bērzs. Ūdensaugu un aļģu liknes ir izsikušas, kas norāda uz pakāpenisku seklā baseina izsīkšanu, stabilu kūdras uzkrāšanos un purva veidošanos iepaklā.

Iestājoties klimatiskajam optimumam ~ 8000–4500 kal. g. p. m. (Birks & Seppä 2010, Heikkilä & Seppä 2010), klimatiskie apstākļi kļuva siltāki un sausāki (Hammarlund et al. 2003, Seppä et al. 2010). Šajā laikā Rožu purvā izveidojās apstākļi, kas augiem vairs neļauj saņemt barības vielas no gruntsūdeņiem, un purvs kļuva piemērots arī tādām augu sugām, kas galvenokārt barojas no atmosfēras nokrišņiem. Tā rezultātā zemā tipa purvam raksturīgo veģetāciju nomainīja augstā tipa purva veģetācija, ko parāda arī kūdras botāniskais sastāvs – dažādas grīšļu sugas nomaina Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum* un šaurlapu sfagns *S. angustifolium*. Zemā tipa purva nogulumus nomaina pārejas un augstā tipa koku kūdra. Pāreja no zemā uz augstā tipa purvu iezīmējas arī sporu–putekšņu analīzes rezultātos, jo, samazinoties grīšļu dzimtas putekšņu daudzumam, palielinās augstā tipa purvam raksturīgu augu – sfagnu *Sphagnum* spp. sporu un ēriku dzimtas *Ericaceae*, it īpaši viršu *Calluna vulgaris*, – putekšņu daudzums. Klimatiskā optimuma beigās (~ 5500–4500 kal. g. p. m.) purvā attīstījusies augstā tipa purvam raksturīga veģetācija un sākusi uzkrāties Magelāna sfagnu kūdra. Uz siltu un sausu periodu nogulumu uzkrāšanās gaitā norāda arī augstā kūdras sadalīšanās pakāpe (Berbeco et al. 2012), kas šajā slānī mainās no 35 līdz 48%. Tā rezultātā klimatiskā optimuma maksimuma laikā (~ 7000–5000 kal. g. p. m.) uzkrājies tikai ~ 1,25 m biezs kūdras nogulumu slānis.

Suga, kas sastopama dabiskajos augstajos purvos, – dzērvene *Oxycoccus palustris*

Cranberry occurs in almost all natural raised bogs



Foto/Photo: Māra Pakalne, Aivars Slišāns

LPZ ROZ-III, kas aptver šo periodu, arī iezīmējas ar silta klimata indikatoru, platlapju – go-bas *Ulmus*, liepas *Tilia*, ozola *Quercus* un lazdas *Corylus* – izplatības maksimumu.

Vēlā holocēna sākumosmā (~ 4500–3500 kal. g. p. m.) Rožu purvs attīstījās par stabilu augstā tipa purvu un tajā uzkrājās spilvju–sfagnu kūdra.

Vēlā holocēna vidusposmā no 3500 kal. g. p. m., klimatam kļūstot vēsākam un mitrākam (Sillasoo et al. 2007), Rožu purva apkārtējā veģetācija iezīmējas ar strauju platlapju izzušanu, ko nomaina apstākļiem piemērotākas koku sugas – egle *Picea*, bērzs un alksnis *Alnus*. Purva veģetācijā dominē dažādi sfagni, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum* un sīkkrūmi – virsis *Calluna vulgaris* un dzērvene *Oxycoccus palustris*, ko parāda gan kūdras botāniskā sastāva analīzes, gan sporu–putekšņu analīzes dati. Raksturotās izmaiņas redzamas LPZ ROZ-IV (9. attēls).

Augstā tipa spilvju–sfagnu kūdras slānis, kas Rožu purvā sācis veidoties ~ 2000 kal. g. p. m. un uzkrājies līdz pat mūsdienām, veido nogulumu slāņa virsējos 3,0 m. Šis slānis iezīmējas ar kūdras uzkrāšanās intensitātes pieaugumu, kas norāda uz vēsu un mitru klimatisko apstākļu saglabāšanos. LPZ ROZ-V vēlā holocēna beigu posmam raksturīga priežu izplatības palielināšanās. Joprojām purva apkārtējā veģetācijā izplatīti bērzi un alkšņi.



Foto/Photo: Māra Pakalne

FORMATION AND DEVELOPMENT OF MIRES

Laimdota Kalniņa, Elīza Kuške, Normunds Stivriņš

University of Latvia, Department of Geomorphology and Geomatics,

e-mail: laimdota.kalnina@lu.lv

Mire sediment research includes analysis of botanical remains, pollens and spores, determining peat types and measuring the age and depth of sediments; it allows for reconstruction of mire formation and development from the beginning to this day. In addition, mire sediments tell us about the climate properties, geological features, intensity of agricultural activity and dominant vegetation in the studied area at different time periods.

The LIFE+ project „Restoration of Raised Bog Habitats in the Especially Protected Nature Areas of Latvia” enabled fieldwork, lab work and cameral work to determine and analyze the processes of mire formation and development.

MATERIALS AND METHODS

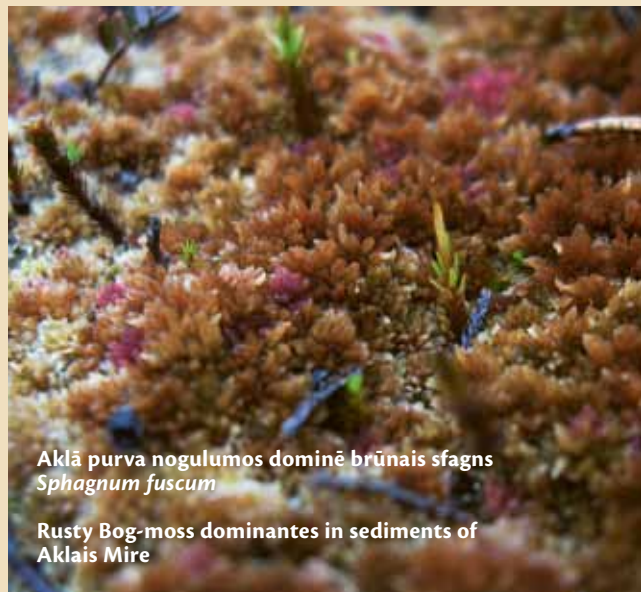
Researchers took four geological probes and carried out one coring in Aizkraukle Mire, six corings in Aklais Mire, three corings in Melnais Lake Mire, and 11 corings and one probe in Rožu Mire. Mire sediment samples were obtained from two parallel wells with a chamber-type corer suitable for soft-sediment coring, camera length: 50 cm, diameter – 5 cm.



Purva sūnas – Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum* (zaļš) un smaillapu sfagns *Sphagnum capillifolium* (sarkans)

Bog mosses are Magellanic Bog-moss (green) and Acute-leaved Bog-moss (red)

Foto/Photo: Māra Pakalne



Aklā purva nogulumos dominē brūnais sfagns *Sphagnum fuscum*

Rusty Bog-moss dominantes in sediments of Aklais Mire

Foto/Photo: Līga Strazdiņa

Peat samples were analyzed at the laboratory to determine the degree of decomposition (Межгосударственный стандарт 2006a) and botanical composition (Межгосударственный стандарт 2006b); the results showed which plant species form each individual peat layer. Spore–pollen analysis (Berglund & Ralska-Jasiewiczowa 1986) helped to reconstruct the surrounding vegetation and climate change during sediment accumulation, date the sediments and characterize the development of the mire.

To determine the year in geological and paleo research, which deals with the time period up to 50,000 years BP, measures of radioactive carbon-14 isotope are used (Bronk Ramsey 2001). The concentration of carbon-14 in the atmosphere has varied over different time periods due to irregular activity of the Sun; hence the calculated years do not conform to calendar years (Piotrowska et al. 2011). Thus, after the dating at the laboratory has been carried out, acquired years must be calibrated to calendar years (Blaauw 2010, Christen et al. 2010). Year 1950 is used as a universal reference point; hence, all years mentioned in the article must be interpreted as before 1950 (Reimer et al. 2009).

A geological cross section and pollen percentage diagram of each mire were compiled from the data obtained in field.

FORMATION AND DEVELOPMENT OF AIZKRAUKLE MIRE

Aizkraukle Mire has developed in a wide flat morainic depression with very uneven terrain formed by glacier activity. Under peat the mire depression is formed by deposits created by the last continental glacier and its meltwaters. Thickness of deposits varies between 10 and 20 m. At some places gyttja can be found under peat. As a result of elevated groundwater levels, shallow basins formed in the deeper depressions, in which gyttja accumulated at the beginning of mire development. However, the shallow pools soon healed and fen formed above the lake sediments. In shallower depressions, typical bog plants began to flourish, and when they withered, mineral soil accumulated sedge peat.

Peat at Aizkraukle Mire started to accumulate in the early Holocene over 8,000 calibrated years ago. Since the beginning of sediment formation to the present day, a peat layer about seven meters thick has accumulated in the mire. At the beginning of the formation of Aizkraukle Mire, the highly humid deepest parts of the depressions began to accumulate fen-type grass, sedge and wood peat. When plant nutrition type changed, the type of peat was gradually replaced with raised bog cotton-grass and *Sphagnum* peat. Maximum depth of the peat layer is 6.5 m, the average depth – 4.4 m (Kūdras fonds 1980a).

The bottom of the Aizkraukle Mire depression is mainly formed of reworked till deposits – grey sandy clay with weathered carbonate pebbles. Above the deepest part in a small depression, in the core No. 1, grey clayey gyttja was found, covered with a

layer of decomposed dark brown wood–grass peat approximately 5 cm thick. Over that layer a very solid high-type wood–moss peat layer decomposed by 30% has been accumulated (Figure 2).

Such wood–moss peat and grass–wood peat accumulated at a depth of 7.1 to 5.0 m. Sediments range from 5.00 to 4.55 m, characterized by a peaty layer of gyttja, which shows a slight accumulation of water in the recess, which is probably due to the groundwater potential bottlenecks or peat layer rupture and formation of pools at this site. The layer above this one (up to one meter from the ground) consists of slightly decomposed (10–15%) cotton grass–*Sphagnum* peat (Figure 3), while the top layer consists of low-decomposed (10%) *Sphagnum* peat (Figure 2).

Peat formation in Aizkraukle Mire started in the early Holocene over 8,000 cal. yr. BP. In the study area, fen vegetation began to develop in a wet depression formed by an overgrowing shallow body of water as indicated by clayey silt gyttja at the bottom of the analyzed coring and by the aquatic plant pollen curve maximum. In the early stages of development, the vegetation in Aizkraukle Mire and its surrounding areas can be characterized with the local pollen share in the spore–pollen percentage diagram (LPZ) AIZ-I (Figure 2). Pine *Pinus* and birch *Betula* dominate the area surrounding the bog; pine reaches maximum distribution in the indicated pollen zone. Tree pollen dominance also allows dating conditional sediments and shows that the development of Aizkraukle Mire started at the end of the early Holocene. Although trees are abundant in the bog, the landscape can be seen as open, because the analysis of pollen data shows that grasses *Poaceae*, sedge *Cyperaceae* family and other grasses take up a large percentage of the total vegetation. Sediments in the range of 7.25 to 7.10 m correspond to the divisional LPZ bottom of Aizkraukle Mire. A thin fen-type grass–wood peat layer is accumulated in the depression, covered by a raised bog-type wood–moss peat layer.

The divisional LZP AIZ-II, which corresponds to the sediment interval from 6.60 to 5.00 m, allows dating the sediment layer accumulation quite correctly during the climatic optimum by the dominant broadleaf tree species – elm *Ulmus*, linden *Tilia*, oak *Quercus* and hazel *Corylus* – pollen. Spore–pollen analysis of the data revealed that various native sedge species still dominated the mire vegetation, but *Sphagnum* and *Ericaceae* plants were beginning to appear, which indicates that the area surrounding the mire has remained open. The impact of the climatic optimum – warm and dry conditions – was setting in motion the process of sediment layer deposition, which took place under the influence of the intense peat decomposition. Therefore, during the period from about 7,000 to 4,500 cal. yr BP, which correspond to the climatic optimum, Aizkraukle Mire accumulated a layer of sediment only about 1.5 m thick. During this period, raised-type wood–moss peat accumulation continued.

The lower part of the separated LPZ AIZ-III indicates a sharp decline in broad-leaved tree species distribution in the surrounding areas of Aizkraukle Mire. It is a sure sign of climate cooling that adversely affects conditions for heat-loving plant growth. Spruce

Picea and its maximum distribution point to cooler and wetter climate conditions that might correlate to a late stage of the Holocene, about 4,500 cal. yr BP. Sediments in the range of 5.00 to 4.50 m accumulated peaty gyttja, which also points to wetter conditions during the development of the bog. We suggest that mire area near the analyzed coring temporarily flooded as a result of accumulation of lake sediments with high content of organic matter. Analysis of pollen data indicate that the importance of plants of the sedge family in the bog vegetation has increased again.

At a depth of 4.50 m the mire begins to accumulate cotton grass–*Sphagnum* peat, which indicates that the shallow pool has vanished either because the climate became drier or because depressions filled with lake sediments or because of run-off as a result of a peat accumulation process beginning anew.

Spruce trees dominating the bog are replaced with pine and birch trees, which reach the second maximum of their distribution. Distribution of *Sphagnum* spores is at the peak in this interval, indicating the dominance of mire vegetation and a stable stage in the development of the bog. The divisional LPZ AIZ-IV is characterized by a rapid decrease of various herbaceous plant pollen quantity and biodiversity, which is indicative of a more closed landscape around Aizkraukle Mire.

Continuous accumulation of low-decomposed (10–15%) raised bog-type cotton grass–*Sphagnum* peat in the layer from 3.50 to 1.00 m, which corresponds to the subdivided LZP AIZ and AIZ-V-VII, indicates that pine, birch and alder *Alnus* continue to dominate the area surrounding the mire.



Foto/Photo: Māra Pakalne

The surrounding vegetation does not exhibit any marked change, indicating the stable environmental conditions in this stage of the development of the mire. *Sphagnum* and *Ericaceae* plants, including heather *Calluna vulgaris* continue to dominate the bog vegetation.

The late Holocene to the present day is characterized by a subdivided LPZ AIZ-VII, which is marked by the increasing distribution of pine in the areas surrounding Aizkraukle Mire compared to the previous stages of the development of the mire. The percentage of spore–pollen diagram shows the increase in the diversity of herbaceous plants, which indicates intensifying human activity near the mire, for example, deforestation; thus, the bog landscape has become more open and more diverse pollen can be found in sediments. The amount of *Sphagnum* spores increases, which indicates the dominance of *Sphagnum* local bog vegetation, confirmed by the low-decomposed (10%) raised bog-type *Sphagnum* peat bog Aizkraukle Mire obtained during this period.

FORMATION AND DEVELOPMENT OF AKLAIS MIRE

Aklais Mire is located in a depression of glacial origin at the south-eastern part of the Taurkalne Plain, the Central Latvia Lowland. Mire depression is located in a slightly undulated moraine sandy clayey till. Peat area is 1.120 ha, maximum depth of the peat layer is 7.5 m, the average depth – 4.5 m (Kūdras fonds 1980b). Three bog domes dominate the landscape of the mire, rising up to 3–4 m above the surrounding area. Znotiņu Lake, along with smaller bog lakes formed in a line after one another, is located in the middle of the mire. Znotiņu Lake most likely is of glacial origin, but the characteristics and position of the small lakes indicate formation under bog conditions with bursting of peat layers and formation of bog-pools. All lakes are surrounded by bands of trees of different sizes.

The base of the depression of Aklais Mire is a slightly wavy plain composed of moraine loam. The rocks in the depressions of the terrains are poorly permeable, which accounts for the fact that both the mire and adjacent areas are saturated and paludified. After the spills of the Daudzeva glacier melting water basin, today many shallow lakes of different sizes have remained in the territory of Aklais Mire. The depth of these lakes, judging by the sediment thickness, did not exceed 4 m. Lake vegetation had not yet been established, which allowed for formation of dune ridges. With established vegetation, lakes gradually began to accumulate clayey and sandy and later peaty gyttja.

Aklais Mire has developed in two ways: by overgrowing of shallow lakes and by paludification of mineral soil in depressions.

Peat formation at the mire started in early Holocene more than 8,000 cal. yr. BP due to warm and dry climate, which contributed to the development of heavy vegetation,

resulting in complete overgrowth of the lowest part of the shallow lakes. Vast areas began to accumulate transition- or fen-type peat. Peat accumulated around the lakes, and the marsh area originally developed into three separate marshes, which later merged together and formed a single bog area via accumulation of peat and mire compartments growing both vertically and horizontally.

Data obtained show that Aklais Mire formed in the depressions were initially shallow water basins filled with lake sediments – sandy and peaty gyttja – at the end of early Holocene more than 8,000 cal.yr. BP (Figure 4).

Raised bog-type peat continued to accumulate; as a result, the distribution of spruce decreased in the areas surrounding the mire, but the distribution of pine and birch increased, as shown in the divisional LPZ AKL-IV sediment range from 2.75 to 0.75 m (Figure 5).

As shown in the spore–pollen percentage diagram of Aklais Mire, the divisional LPZ AKL-V sediment range from 0.75 to 0.10 m shows changes in the bog and surrounding vegetation from the late Holocene up to the present time. Pine and alder is most widely distributed in the area. *Poaceae* pollen quantity is increasing again and pollen of crops (barley, wheat, rye and hemp) and ruderal plant species (plantain, pigweed and vervain) has been reoccurring, indicating frequent economic activity near the mire.

This time period in the development of the mire and its surrounding vegetation is characterized by the local pollen zone (LPZ) AKL-I at a depth from 6.90 to 6.10 m, which shows pine *Pinus* and birch *Betula* distribution maximum. A variety of shrubs and herbs – grass *Poaceae* and sedge *Cyperaceae* family plants – dominate the open landscape surrounding the mire.

As the climate became warmer and drier, the water level decreased in the shallow lakes in the depression, and overgrowing processes began and raised bog-type peat accumulated at the places filled with lake sediments. Maximum distribution of broad-leaved tree species – elm *Ulmus*, linden *Tilia*, oak *Quercus* – indicates warmer climate at this period of time. LPZ AKL-II in the range from 6.10 to 3.75 m shows dominance



Foto/Photo: Aivars Slišāns



Šaurlapu spilve
*Eriophorum
angustifolium*

Cotton grass

Foto/Photo: Māra Pakalne

of alder *Alnus* and hazel *Corylus* instead of previously dominating birch and pine. Rapid increase in the distribution of *Sphagnum* spores and ericaceous plants of the *Ericaceae* family indicates stable bog vegetation distribution in the territory of Aklais Mire during the conditions of climatic optimum. During this time a brown layer of *Sphagnum* (*Sphagnum fuscum*) and cotton grass–*Sphagnum* raised bog-type peat over 2 m thick has accumulated in the mire.

Late Holocene onset in Aklais Mire and the surrounding vegetation is characterized by a sharp decline in broad-leaved trees and increasing distribution of birch and especially spruce *Picea*, which can be seen in the divisional LPZ AKL-III from 3.75 to 2.75 m. The dominant spruces point to cooler climate. Low-decomposed *Sphagnum fuscum* raised bog peat continues to accumulate in the bog in that interval.

FORMATION AND DEVELOPMENT OF MELNAIS LAKE MIRE

Melnais Lake Mire is located in the north part of the Tīreļi Plain in the Central Latvia Lowland, in a depositional plain depression of the Baltic Ice Lake which formed after rewashing of glacial sediments (Zelčs & Markots 1998, Zelčs et al. 2011). The border between Melnais Lake Mire and the Coastal Lowland is composed of a Littorina Sea stage dune bank. In general the Nature Reserve is located on a comparatively plain terrain with small (2–3 m) relative altitude differences. The mire has developed in a moisture congestion zone between bank formations and dunes in a depositional plain of the Baltic Ice Lake when the groundwater level rose during the Littorina Sea transgression. This raised bog with marked terrain of ridge–hollows and ridge–bog-pools has developed on the watershed between Lielupe and Daugava Rivers (Pakalne et al. 2003). Three raised bog domes have developed in the Cena Mire with one of them forming the central part of the Nature Reserve with Melnais Lake in the middle.

After the melting and recession of the glacier, the depression of Melnais Lake Mire was covered by a glacial meltwater basin, i.e. the shallow water of the Baltic Ice Lake. The moraine was overlapped by different sediments of this basin – clayey sand, clayey aleirite, aleirite and dust sand or fine-grained sand. On the margin of the mire depression these sediments subsequently were overlapped by eolian deposits – fine-grained sand which forms the dunes of the Baltic Ice Lake. After the regression of the Baltic Ice Lake 11,000–10,500 years ago a wide depression formed in the territory of the present mire. Fine-grained and dust sand with the occasional mixture of clayey sand are the main components of the uneven depressions of accumulation and their margins. These sediments, over 15 m thick, enabled unrestricted infiltration of precipitation which meant that the groundwater level was relatively low, thus preventing wet conditions that would facilitate peat accumulation and mire development. However, after the water rose in the Baltic Sea during the Littorina Sea stage, wet conditions developed

in the wide depression which is presently occupied by Cena Mire and Melnais Lake Mire in its NE part.

In Melnais Lake Mire peat sediments began to accumulate at the end of the climatic optimum 4,500 cal. years BP after the paludifying of mineral ground caused by groundwater rising due to cooler climate (Sillasoo et al. 2007, Korhola et al. 2010, Seppä et al. 2010, Väiliranta et al. 2012). After the rise of groundwater wet conditions established in the depression, favoring distribution of hygrophilous plants, like *Carex* spp. and *Phragmites australis*. Currently peat has filled the former depression and it has changed into a positive terrain form – a mire dome.

Results of Melnais Lake Mire sediment palynologic research were compared and correlated to samples from Cena Mire. Results of spore–pollen analysis and sediment measurements obtained with carbon–14 dating were used. Average diagrams of local and regional data were also taken into account. It is likely that mire sediments in the sandy depression of Melnais Lake Mire have begun accumulating at the end of the climatic optimum 4,500 cal. years BP after the paludification process in the area. *Carex* spp. and *Hypnum* mosses dominated the vegetation during this time period shown by the 0.75 m thick layer of fen peat and transition mire peat composed mainly of sedge peat (Figure 6).

Pollen analysis also showed that species of the *Cyperaceae* family occur in great numbers in this peat layer. In the spore–pollen percentage diagram this period corresponds to the local pollen zone (LPZ) MEZ-I (Figure 7). Distribution of broad-leaved tree species like *Ulmus*, *Tilia*, *Quercus* and *Alnus* decreases in the surrounding vegetation during this period indicating the development of the above-mentioned sediment layer throughout the end of the climatic optimum. Occurrence of tillage, pollen of ruderal plant species and coal dust in the sediments point to economic activity carried out near the mire during this time period.

Due to unsuitable growth conditions for plant species typical of fens and transition mires, bog-mosses, especially *Sphagnum fuscum*, began to expand in Melnais Lake Mire during the end of the climatic optimum and the beginning of late Holocene. A small layer of raised bog *Sphagnum fuscum* peat 0.25 m thick and a small layer of *Eriophorum–Sphagnum* peat 0.50 m thick developed after the decay of previous vegetation. This layer can be found in sediments at the depth from 4.95 to 4.25 m in the LPZ MEZ-II interval (Figure 7). It can be easily recognized by the rapid increase of *Sphagnum* spores and *Ericaceae* family representatives in spore–pollen analysis. *Picea* dominates the surrounding vegetation of Melnais Lake Mire.

LPZ MEZ-III interval at the depth from 4.25 to 3.40 m shows a decrease of *Picea* distribution and an increase in *Alnus* distribution in the area surrounding Melnais Lake Mire. Analysis of peat botanical composition shows changes in the mire vegetation as well – the accumulation of *Eriophorum–Sphagnum* peat.

About 1.50 m thick, poorly decomposed (~15%) raised bog peat layer accumulated in the depression of Melnais Lake Mire during the colder and moister conditions that

followed the climatic optimum. Spore–pollen analysis of this sediment layer in the LPZ MEZ-IV interval at the depth from 3.40 to 1.80 m shows *Sphagnum* dominating again, while *Pinus* reaches its maximum distribution in the surrounding area. Spore–pollen analysis shows that the largest number and most diverse composition of herbs, ruderal and cultivated plants was found at this time period, indicating that a wide and open landscape was surrounding the mire.

The development of Melnais Lake Mire in the middle and late Holocene is characterized by repeated maximum distribution of spruce, which replaced pine in the surrounding area of the mire and was shown in sediments in the LPZ MEZ-V interval at the depth from 1.80 to 0.60 m. Amount of pollen of dwarf shrubs dominated by the *Ericaceae* family increases in sediments while the diversity of herbs decreases; it is likely due to the wider distribution of forested areas around Melnais Lake Mire. Poorly decomposed (~13%) raised bog *Eriophorum* and *Sphagnum*–*Scheuchzeria* peat layers point to cold and moist climatic conditions. Occurrence of *Scheuchzeria palustris* also indicates moist conditions within the mire.

Poorly decomposed (8%) raised bog *Sphagnum* peat is the main component of LPZ MEZ-VI interval, which is the upper sediment layer 0.55 m deep. According to analysis of peat botanical composition, *Sphagnum fuscum* that dominated the deeper layers was recently replaced by *S. cuspidatum* and *S. angustifolium*. Spruce was replaced with pine and birch in the area surrounding the mire. The number of *Ericaceae* species, especially *Calluna vulgaris*, is increasing, indicating dryer and more suitable growth conditions for dwarf shrubs in the local mire vegetation. Higher diversity of herbs, ruderal and cultivated plants and coal dust points to the increasing intensity of economic activity.

FORMATION AND DEVELOPMENT OF ROŽU MIRE

Rožu Mire is located on the border between the north-west part of Aknīste slope of the East Latvia Lowland and the western part of the Sēlija Monticule of the Augšzeme Upland. The maximum thickness of peat layer is 7 m and the average thickness: 4.3 m (Kūdras fonds 1980c).

The base of Rožu Mire depression was formed of three separate depressions covered by glaciolimnic deposits like clay, aleirite and fine-grained sand which can be found throughout the territory of the mire and its surrounding area. The thickness of these deposits is 3–8 m, exceeding 10 m in some recessions of moraine surface. Glaciofluvial gravel deposits have accumulated only in the western part of the mire depression.

Poorly permeable and clayey deposits in depressions, inhibited run-off, and relict shallow watercourses in depressions – all these factors have favored the development of mires in this area. Rožu Mire developed in a depression between monticules after the overgrowth of shallow watercourses and basin paludification due to inhibited run-off

and wet conditions. During the beginning phase of the development of Rožu Mire, three separate mires formed in the depression and later merged together, creating one large raised bog due to its rapid expansion and increase in peat layer thickness.

Rožu Mire developed in an uneven depression, i.e. glacial meltwater basin covered by glaciolimnic clayey and aleirite sediments. As soon as the mire started to develop, carbonate clay, loam and clayey gyttja accumulated above glaciolimnic clay (Figure 8).

Mire vegetation formed on poorly permeable and clayey deposits in the depression.

Since the beginning of the late Holocene over 11,000 cal. years BP, peat sediment layers approximately 8 m thick have accumulated in Rožu Mire. At first, fen vegetation developed in the mire, creating mostly fen and *Hypnum* peat. Soon after the thickness of peat layer increased, plants became unable to obtain nutrients from the groundwater and as a result, fen vegetation was replaced by raised bog flora and raised bog peat begun to accumulate in Rožu Mire during the climatic optimum ~6,500 cal. years BP. Up to now a layer of raised bog *Sphagnum* and *Eriophorum* peat 6 m thick has accumulated in the mire.

The oldest layer of sediments in Rožu Mire accumulated more than 11,000 cal. years BP. It is 0.25 m thick, composed of *Equisetum*–*Hypnum* and fen peat. According to the local pollen zone (LPZ) ROZ-I in the spore–pollen percentage diagram, *Betula* forests have expanded in the surrounding area of the mire depression as shown by the peak in birch pollen curve (Figure 9). Pollen of other plants like *Salix* and representatives of *Cyperaceae*, *Apiaceae*, *Fabaceae*, *Polygonaceae*, *Poaceae* and *Artemisia* families were also found in this zone. These results indicate optimal conditions for the formation of vegetation cover during the beginning of Holocene. Because of the large number of herb pollen, we can assume that a large area was still an open landscape with meadows and occasional scarce birch forests. In the divided spore–pollen zone maximum distribution of algae and aquatic plants was also found, indicating wet conditions or even a shallow basin forming in this area at the beginning of mire development. Coal dust (~25–100 µm) in the lower part of sediments 11,000–10,000 years old most likely indicate forest fires.

According to analysis of peat botanical composition, typical fen plant species dominated the vegetation, such as *Carex lasiocarpa*, *C. terretiuscula*, *C. appropinquata*, *C. limosa*, *C. riparia*, *Phragmites australis*, *Menyanthes trifoliata* as well as *Hypnum* mosses – *Drepanocladus* sp. and *Calliergon* sp. As a result, *Hypnum* and *Carex* peat has accumulated in Rožu Mire.

This vegetation corresponds to the LPZ ROZ-II with *Pinus*, *Carex* and *Betula* as the dominant plant species. Distribution curves of aquatic plants and algae have decreased indicating gradual drying up of the shallow basin and the continuous accumulation of peat and development of the mire in the depression.

Conditions became warmer and dryer (Hammarlund et al. 2003, Seppä et al. 2010) after the climatic optimum set in about 8,000–4,500 cal. years BP (Birks & Seppä 2010, Heikkilä & Seppä 2010). The new conditions in Rožu Mire were not

suitable for plants that get nutrients mainly from groundwater; thus, plants which get water and nutrients from atmospheric precipitation flourished in the mire. As a result, fen vegetation was replaced by raised bog species, mainly *Sphagnum magellanicum* and *S. angustifolium*. Transition-type and raised bog peat replaced fen peat in the sediments. Transformation from a fen to a raised bog can also be seen in spore–pollen analysis which shows a decrease in *Carex* pollen and an increase in *Sphagnum* spp. and *Ericaceae* pollen, especially *Calluna vulgaris*. Raised bog vegetation developed at the end of the climatic optimum about 5,500–4,500 cal. years BP accompanied by accumulation of *Sphagnum magellanicum* peat. Changes in peat decomposition stage from 35% to 48% (Berbeco et al. 2012) also testify to a warm and dry period during sediment accumulation. As a result, a peat layer only 1.25 m thick accumulated during the maximum of climatic optimum about 7,000–5,000 cal. years BP. During this period maximum distribution of warm climate indicators like broad-leaved trees *Ulmus*, *Tilia*, *Quercus* and *Corylus* was found in the LPZ ROZ-III.

Rožu Mire developed into a stable raised bog at the beginning of late Holocene about 4,500–3,500 cal. years BP and *Eriophorum–Sphagnum* peat accumulated in the mire.

Distribution of broad-leaved trees rapidly declined and they were replaced by *Picea*, *Betula* and *Alnus* in the surrounding vegetation of Rožu Mire due to colder and moister climate (Sillasoo et al. 2007) at the middle of late Holocene about 3,500 cal. years BP. *Sphagnum* spp., *Eriophorum vaginatum*, dwarf shrubs *Calluna vulgaris* and *Oxycoccus palustris* dominated the mire vegetation. Analysis of peat botanical composition and spore–pollen diagram also confirmed this fact (LPZ ROZ-IV in Figure 9).

The top layer of sediments in Rožu Mire is 3.0 m thick, it is composed of raised bog *Eriophorum–Sphagnum* peat, and it has been accumulating since 2,000 cal. years BP up to now. This layer is notable because of a significant increase of peat accumulation intensity indicating prevailing cold and moist climatic conditions. The LPZ ROZ-V shows an increase of *Pinus* distribution during the late Holocene. *Betula* and *Alnus* are still present in the surrounding vegetation of the mire.



Foto/Photo: Aivars Slišāns



Melnā ezera purva veģetācijā vienmēr
bijis augsts virša *Calluna vulgaris*
īpatsvars

Common heather has always formed a
dense cover in Melnais Lake Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne



2.



**Purvu dabas vērtības un
to aizsardzība**

**Mire Nature Values and
their Protection**

Lieguma kopējā platība ir 1532 ha, ko veido mežs 792,6 ha (51,7%), purvs 733,4 ha (47,9%), purva ezeri un lāmas 4,0 ha (0,3%) un diķis 2 ha (0,1%). Pakāpeniskas purva nosusināšanas rezultātā aptuveni 47,5 ha agrākās purva platības mūsdienās aizauguši ar mežu un šobrīd vērtējami kā purvainis mežs.

Dabas lieguma „Aizkraukles purvs un meži” dabas aizsardzības vērtība ir ļoti augsta, jo 1335,3 ha (87,2%) no tā platības aizņem deviņi dažādi Eiropas Savienībā aizsargājami purva, meža un saldūdens biotopi (Auniņš, red. 2010, 10. attēls, 1. pielikums). Papildus tam liegumā sastopami četri Latvijā aizsargājami biotopi, kas pārklājas ar daļu no Eiropā aizsargājamajiem biotopiem un aizņem 276,6 ha (18,1%) (MK noteikumi Nr. 421, 10. attēls, 1. pielikums).

VEGETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN AIZSARGĀJAMIE BIOTOPĪ

Purvi dabas liegumā aizņem 733,4 ha lielu teritoriju. Sastopami divi purva tipi – ombrotrofie jeb augstie purvi (Cl. *Oxycocco-Sphagnetea*) (591,5 ha) un minerotrofie purvi, ko pārstāv pārejas purvi (Cl. *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*) (87,1 ha). Daļa augstā purva (54,8 ha) meliorācijas rezultātā ir negatīvi ietekmēta un atzīta par daļēji degradētu platību.

Neskarti augstie purvi aizņem lielāko purvu teritorijas daļu, un tiem ir raksturīgi trīs purvu mikoreljefa veidi: ciņu mikoreljefs, ciņu–slikšņu komplekss un ciņu–lāmu komplekss, kas ietver akačus jeb purva ezerus¹.

Lielākajā lieguma augstā purva daļā dominē ciņu mikoreljefs. Te sastopamas vairākas sfagnu sugas – galvenokārt Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum*, brūnais sfagns *S. fuscum*, iesarkanais sfagns *S. rubellum*, kā arī makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, sila virsis *Calluna vulgaris*, melnā vistene *Empetrum nigrum*, lācene *Rubus chamaemorus*, polijlapu andromeda *Andromeda polifolia* un purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, dažviet arī mazziedu grīslis *Carex pauciflora*. Galvenokārt lieguma centrālajā daļā starp minerālaugšnes salām sastopama Austrumlatvijas purviem raksturīgā ārkausa kasandra *Chamaedaphne calyculata*. Mikoreljefs veido mozaikveida struktūru, kurā ciņi mijas ar nelielām ieplakām, tajās kopā ar sfagniem dominē parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris* un apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia*. Ciņu–slikšņu kompleksa mikoreljefā ciņi mijas ar slapjām ieplakām, kurās bez iepriekš minētajām sfagnu un ieplaku augu sugām sastopami arī smalkais sfagns *Sphagnum tenellum*, dūkstu grīslis *Carex limosa* un garlapu rasene *Drosera anglica*.

Ciņu–lāmu komplekss vietām sastopams lieguma vidū galvenokārt minerālaugšnes salu apkārtņē (10. attēls). Izteismīgākais un lāmām bagātākais (300–400 lāmas)

¹ Šajā rakstu krājumā ar jēdzienu „purva lāma” jāsaprot dažāda lieluma dabiskas purva izcelsmes ūdenstilpes, kas vairāku vai daudzu gadu tūkstošu ilgā periodā radušās kūdras slāņa plišanas rezultātā un ko liela daļa biologu, ezeru pētnieku un geogrāfu dēvē par akačiem jeb purva ezeriem.

apvidus atrodas lieguma austrumu daļā uz austrumiem no Priežu, Lūžņu, Apšu un Liepu salas un uz ziemeļiem no Garās salas austrumu gala. Viena no lielākajām purva lāmām ir Lielais akacis (0,2 ha), kura krasta līnijas apveids nav būtiski mainījies vismaz 140 gadus (11. attēls). Uz lieguma austrumu robežas atrodas Aizkraukles purva un lieguma lielākā dabiskā ūdenstilpe – 0,65 ha lielais Melnais ezers, kas, iespējams, varētu būt arī relikts glaciālas izcelsmes ezers.

Ciņu–lāmu kompleksu veido klaji vai nelielām prieditēm apauguši ciņi, kas mijas ar lāmām. Ciņu veģetācija ir līdzīga iepriekš aprakstītajai veģetācijai, bet lāmas ir aizaugušas ar garsmailes sfagnu *Sphagnum cuspidatum*, sliķšņās ap lāmām sastopams dūkstu grīslis *Carex limosa*, uzpūstais grīslis *C. rostrata*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia* un garlapu rasene *D. anglica*. Aizkraukles purvā lēzenā purva kupola nogāzē, kur notiek aktīva purva mikroreljefa struktūru veidošanās, sastopami atklāti kūdras laukumi (ieplakas purvos) 18 ha platībā.

Pastiprināta purva aizaugšana ar mežu notikusi un pašlaik notiek meliorācijas grāvju tuvumā. Tomēr jāņem vērā, ka augstais purvs arī dabiski mēdz aizaugt ar priedi pašnosusināšanās rezultātā, kā tas Aizkraukles purvā vērojams, piemēram, Lūžņu, Apšu un Liepu salu austrumu pusē, kur tiešas meliorācijas ietekmes nav.

Pārejas purvi dabas liegumā sastopami galvenokārt augstā purva perifērijā un malās lielākoties minerālzemes salu apkārtņē. Meliorācija šos purvus liegumā ir ietekmējusi mazāk nekā augstos purvus, jo tie barojas ne tikai no nokrišņiem, bet arī no gruntsūdens.

Pārejas purvos liegumā aug purva bērzs *Betula pubescens*, melnalksnis *Alnus glutinosa*, ausainais kārklis *Salix aurita*, Lapzemes kārklis *S. lapponum* un vilku kārklis *S. rosmarinifolia*. Purva zemsedzē dominē sfagni, no vaskulārajiem augiem bieži sastopams uzpūstais grīslis *Carex rostrata*, pūkaugļu grīslis *C. lasiocarpa*, iesirmais grīslis *C. cinerea*,



11. attēls. Aizkraukles purva Lielais akacis un tā apkārtnē 1872.–1875. gada Aizkraukles pilsmuižas kartē (Beckmann 1872–1875) un 2007. gada ortofotokartē

Figure 11. Bog-pool Lielais Akacis of Aizkraukle Mire and its surroundings in the map of Aizkraukle Castle Estate, 1872–1875, and in the aerial map of 2007



Lūžņu sala dabas liegumā „Aizkraukles purvs un meži”

Lūžņu Island in Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve

Foto/Photo: Uvis Suško

dūkstu grīslis *C. limosa*, mazziedu grīslis *C. pauciflora* un makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*. Vietām sastopamas arī citas pārejas purviem raksturīgas sugas – polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata*, purva vārnkāja *Comarum palustre*, šaurlapu spilve *Eriophorum polystachion*, slaidā spilve *E. gracile*, alpu mazmeldrs *Trichophorum alpinum*, upes kosa *Equisetum limosum*, parastā niedre *Phragmites australis* un citas sugas. Šauras pārejas purvu joslas izveidojušās arī ap lāmām, kur dominē sfagni, grīšļi un parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*.

Galvenokārt vai tikai pārejas purvos sastopamas vairākas retas un aizsargājamas vaskulāro augu sugas – trejdaivu korāļsakne *Corallorhiza trifida*, stāvlapu dzegužpirkstīte *Dactylorhiza incarnata*, Rusova dzegužpirkstīte *D. russowii*, purva sūnene *Hammarbya paludosa*, smaržīgā naktsvijole *Platanthera bifolia* un mellenāju kārkls *Salix myrtilloides*. Ārpus lieguma esošajā Aizkraukles purva austrumu stūrī K. Kupfers un P. Lakševics 1906. gadā atrada arī pundurbērzu *Betula nana*.

Aizkraukles purva dabas lieguma daļā novērojama meliorācijas ietekme. Kaut arī hidromeliorācijas sistēmas izveidotas vismaz pirms 40 gadiem un pat senāk, lielākoties tās vēl darbojas. Purvs grāvju apkārtnē ir negatīvi ietekmēts vai degradējies. Pirmajā gadījumā sfagnu segums ir saglabājies samērā liels un tie vēl dominē, taču mitruma apstākļi ir izmainījušies – kļuvusi ievērojami sausāks, pastiprināti saaugušas priedes vai bērzi. Lakstaugu stāvā stipri savairojušies sīkkrūmi, vienlaidus audzes veido purva vaivariņš *Ledum palustre*, sila virsis *Calluna vulgaris*, melnā vistene *Empetrum*

nigrum, lācene *Rubus chamaemorus*, zilene *Vaccinium uliginosum*, pavisam nedaudz var atrast neskartam purvam raksturīgas sugas, kā, piemēram, makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum* u. c. Kaut arī nereti meliorācijas grāvji ir aizauguši ar sfagniem un vizuāli nosusināšanās process nav manāms, tomēr tas turpinās un notiek pastiprināta koku augšana. Degradēti purvi ir izveidojušies tiešā meliorācijas grāvju tuvumā un to apkārtnē. Atšķirībā no iepriekšminētā gadījuma sfagni te jau ir izzuduši un kūdras veidošanās, kas ir noteicošais purva faktors, vairs nenotiek. Sfagnu vietā sāk dominēt zaļsūnas, nereti sastopami arī ķērpji kladonijas *Cladonia* spp. Nereti veidojas atklāti kūdras laukumi, kūdra sāk mineralizēties un pamazām nosēžas.

Visi dabas lieguma purvi atbilst četriem Eiropas Savienībā aizsargājamo purva biotopu veidiem (10. attēls, 1. pielikums). Eiropas Savienībā prioritāri aizsargājamais biotops „7110* Neskarti augstie purvi” daudzviet Eiropā jau ir izzudis. Kaut arī Latvijā šis biotops vēl sastopams samērā bieži visā teritorijā (Auniņš, red. 2010), tomēr salīdzinājumā ar citiem purviem Aizkraukles purvam ir īpaša nozīme, jo tā lielākajā daļā augstais purvs sastopams izcilā stāvoklī. Vērtīgas ir šī biotopa klajās daļas, kā arī ciņu–lāmu komplekss, kas nodrošina dzīvesvietu vairākām gan Latvijā, gan citur Eiropā aizsargājamām bezmugurkaulnieku un putnu sugām. Šīm platībām purvā ir arī izcila ainaviskā vērtība. Dabas liegumā augstais purvs ar ciņu–lāmu kompleksu aizņem 94 ha. Biotops „7150 leplakas purvos” uzskatāms par dabisku neskartu augsto purvu sastāvdaļu. Šādi veidojumi sastopami reti, galvenokārt tikai lielos purvos, parasti purva kupolu nogāzēs, un tiem ir savdabīga vērtība kā ģeomorfoloģiskai struktūrai (Auniņš, red. 2010). Kūdras ieplaku



Ciņu–lāmu komplekss Aizkraukles purvā
Micro-relief of hummocks and bog-pools in Aizkraukle Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne

veidošanās ir dinamisks process, tās veidojas, plīstot kūdras slānim, ieplaku apjomi var mainīties. Šī iemesla dēļ tiek kartētas nevis pašas ieplakas, bet gan to veidošanās apvidus, kas liegumā aizņem 18 ha lielu platību.

Eiropas Savienībā un Latvijā aizsargājamais biotops „7140/2.7. Pārejas purvi un slīkšņas” liegumā lielākoties ir labā stāvoklī un ir īpaši piemērots purva putniem. Arī te vērtīgākās ir klajā vienlaidus pārejas purva daļas – to galvenās platības ir purva mine-rālzemes salu un pussalu apkārtnē, kā arī lieguma ziemeļaustrumu daļā.

Eiropas Savienībā aizsargājamais biotops „7120 Degradēti augstie purvi, kuros iespēja vai noris dabiskā atjaunošanās” Latvijā sastopams samērā bieži (Auniņš, red. 2010). Par degradētām un negatīvi ietekmētām purva teritorijām Aizkraukles purvā var uzskatīt 78,7 ha. Daudzas meliorācijas ietekmētās purva platības mūsdienās kļuvušas par mežiem.

Mežs dabas liegumā „Aizkraukles purvs un meži” aizņem kopumā 792,6 ha lielu teritoriju, no tās 597,9 ha lielā platībā sastopami četri prioritāras nozīmes Eiropas Savienībā aizsargājami meža biotopi (Auniņš, red. 2010, 10. attēls, 1. pielikums). 185,5 ha lielā platībā sastopami divi Latvijā aizsargājami meža biotopi, kas pārklājas ar daļu no Eiropas Savienībā aizsargājamajiem biotopiem (Ministru kabineta noteikumi Nr. 421, 10. attēls, 1. pielikums).

Aizkraukles purva lieguma teritorijā sastopamas aptuveni 400–500 lāmas, kas veido raksturīgo un izteiksmīgo augstā purva ainavu ar ciņu–lāmu kompleksu. Aizkraukles purva lāmām ir ļoti dažādi izmēri, sākot no vismazākajām, kas nepārsniedz 0,002 ha, līdz diezgan lielām, kas sasniedz vai nedaudz pārsniedz 0,5 ha lielu platību. Aizkraukles purva lielākās lāmas, Lielo akaci un Melno ezeru ir pamats uzskatīt par distrofām ūdens-tīpēm, kas atbilst Eiropā un Latvijā aizsargājamajam biotopam „3160/4.3. Distrofi ezeri” (Auniņš, red. 2010).

LATVIJĀ UN EIROPĀ RETĀS UN AIZSARGĀJAMĀS SĒŅU, ĶĒRPJU, SŪNU UN VASKULĀRO AUGU SUGAS

Dabas liegumā „Aizkraukles purvs un meži” no 1906. līdz 2012. gadam dažādi pētnieki konstatējuši divas retas un aizsargājamās sēņu, trīs ķērpju, 17 sūnu un 25 vaskulāro augu sugas. Liegumā sastopamās retās un aizsargājamās sēņu, ķērpju, sūnu sugas un liela daļa vaskulāro augu sugu galvenokārt saistītas ar dabisku, ilglaicīgu mežu klātbūtni, stabilu mikroklimatu un šiem mežiem raksturīgajām struktūrām – bioloģiski veciem kokiem un liela diametra atmirušo koksnī.

Retas vai diezgan retas purvainu priežu mežu un purvu sugas ir palu grīslis *Carex paupercula*, plankumainā dzegužpirstīte *Dactylorhiza maculata*, Rusova dzegužpirstīte *D. russowii*, purva sūnene *Hammarbya paludosa* un mellenāju kārkls *Salix myrtilloides*. Visas šīs sugas ir atkarīgas no pastāvīgas dabisku purva vai purvainā meža biotopu klātbūtnes. Purvainā mežā un pārejas purvā atrasta arī Latvijā diezgan bieži sastopamā stāvlapu dzegužpirstīte *Dactylorhiza incarnata*, kas gan biežāk aug pļāvās.

Uvis Suško, Vita Līcīte

Daugavpils Universitāte, e-pasts: uvis.susko@biology.lv

TERITORIJAS VISPĀRĪGS RAKSTUROJUMS

Dabas liegums „Aklais purvs” atrodas mežainākajā apvidū Viduslatvijas ģeobotāniskā rajona Dienvidu apakšrajona 6. mikrorajonā (Latvijas PSR flora un veģetācija 1987). Mikrorajona līdzenais reljefs un noteces apstākļi veicinājuši vairāku dažāda lieluma purvu masīvu izveidošanos, no kuriem lielākais ir Aklais purvs. Fizioģeogrāfiski dabas liegums atrodas Viduslatvijas zemienes dienvidu daļā – Taurkalnes līdzenumā Daudzevas vaļņa rietumu pusē, kam raksturīgs mēreni silts un mitrs klimats ar 140–160 dienu garu bezsala periodu (Ramans & Zelčs 1995, Zelčs 1998b). Teritorijas reljefs ir zems un līdzens, tā absolūtais augstums atrodas robežās starp 68,4 m vjl. lieguma dienvidu daļā un 77,4 m vjl. Aklā purva ziemeļrietumu malā.

Liegums izveidots 1999. gadā un ir iekļauts *Natura 2000* teritoriju tīklā (Reihmanis 2011). Liegumu veido Aklais jeb Jūgu purvs (platība 1050 ha, kūdras slāņa lielākais dziļums 7,5 m) ar tā perifērijā un tuvākajā apkārtnē sastopamajiem pārmitro un sausieņu mežu masīviem. Lieguma kopējā platība ir 2002,8 ha, ko veido mežs 1468,4 ha (73,3%), purvs 502,4 ha (25,1%), ezeri 25,6 ha (1,3%) un pārplūstoši klajumi 6,4 ha (0,3%). Salīdzinot ar iepriekšējiem taksācijas materiāliem (2000. gads), konstatēts, ka aptuveni 265 ha liela agrākā purva platība mūsdienās ir apaugusi ar priedēm un vērtējama kā purvainis mežs.



Ezers Aklajā purvā
Lake in Aklais Mire

Foto/Photo: Aivars Slišāns

Nosusināšanas ietekme dabas liegumā ir salīdzinoši neliela un vērojama tikai atsevišķās vietās ap grāvjiem Znotiņu ezera un Jūgu ezera apkārtnē un no purva iztekošās Jūgas augštecē. Lielākā daļa seno grāvju Znotiņu un Jūgu ezera apkārtnē ir daļēji vai pilnībā aizauguši. Salīdzinoši lielāka hidromeliorācijas ietekme vērojama lieguma dienvidu daļas mežos, kurus šķērso iztaisnotā Jūgas augštece, kā arī diezgan daudzi pagājušā gadsimta 20.–30. gados izraktie mazie grāvīši. Tomēr arī šajos kvartālos šo ietekmi var vērtēt kā mērenu. Īpaši jāatzīmē tas, ka purva ziemeļu daļā joprojām neskartā veidā saglabājusies arī viena dabiska upītes izteka no purva, kas aizvada purva ūdeņus tālāk uz Dzeņupīti. Šādas dabiskas upīšu iztekas no purviem mūsdienās ir kļuvušas par lielu retumu un spilgti apliecina kādreizējās purva un meža mozaikas lielo bioloģisko daudzveidību, kā arī ekosistēmas un ainavas dabisko vienotību.

Tā kā 20. gs. 80. gados Aklais purvs kalpoja par tā laika padomju varas elites medību un atpūtas teritoriju, aptuveni 3600 tonnu lielo kūdras krājumu izstrāde tika atlikta un neīstenojās. Pateicoties tam, vērtīgās purva un apkārtējo dabisko mežu ekosistēmas saglabājušās salīdzinoši neskartas līdz dabas lieguma izveidošanai 1999. gadā. Dabas lieguma purva un meža ekosistēmām raksturīga augsta dabiskuma un neskartības pakāpe, plaši sastopamas bioloģiski vecas gan sausieņu, gan pārmitrās mežaudzes (galvenokārt no boreālo skujkoku mežu klases Cl. *Vaccinio-Piceetea*), kas pārstāv dabiskos un potenciāli dabiskos, kā arī citus Eiropas Savienībā aizsargājamus meža biotopus. Teritorijā sastopami neskarta augstā purva masīvi, ko dažās vietās bagātina nelieli pārejas purva nogabali. Par lieguma augsto bioloģiskās daudzveidības vērtību liecina lielais aizsargājamo sūnu un vaskulāro augu, kā arī reto putnu sugu skaits.

VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN AIZSARGĀJAMIE BIOTOPĪ

Purvi dabas liegumā „Aklais purvs” aizņem 502,4 ha. Sastopami divi purva tipi – ombrotrofais augstais purvs (485,2 ha) un mineratrofais pārejas purvs (17,2 ha). Liela daļa sākotnējās Aklā jeb Jūgu purva platības laika gaitā pašnosusināšanās rezultātā apaugusi ar purvainiem priežu mežiem.

Augstais purvs liegumā veido divus lielākus atklātus masīvus ar nedaudz izteiktiem kupoliem. Lielākais un augstākais no tiem (76,9 m vjl.) atrodas lieguma vidū starp Ģirupes, Mazo Ģirupes un Znotiņu ezeru, otrs, nedaudz mazākais un zemākais (75,8 m vjl.) – lieguma dienvidaustrumu daļā starp Znotiņu ezeru un Silenieku akaci. Šo masīvu relatīvais augstums salīdzinājumā ar purva izteku apkārtni ir 3–7 m. Mazāki augstā purva masīvi atrodas aiz purvaino priežu mežu joslām lieguma ziemeļu un dienvidu daļā. Tipisks neskarts augstais purvs ir abos lieguma centrālās daļas atklātajos masīvos, bet perifērijā tas ir apaudzis ar mazām priedītēm. Augstajam purvam liegumā raksturīgs ciņu mikroreljefs, zemsedzi veido mazas, retas priedītes, sila virsis *Calluna vulgaris*, purva vaivariņš *Ledum palustre*, zilene *Vaccinium uliginosum*, lācene *Rubus chamaemorus*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, polijlapu andromeda

Andromeda polifolia, purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia* un augstā purva sfagni. Mikroreljefa ieplakās, sevišķi atklātā masīva vidū starp Ķirupes un Znotiņu ezeru, raksturīga ciņu un nelielu ieplaku mozaīka. Tajā dominē sfagni, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia* un garlapu rasene *D. anglica*. Dažviet sastopama arī Austrumlatvijai raksturīgā ārkauša kasandra *Chamaedaphne calyculata*.

Nelieli pārejas purva nogabali liegumā sastopami izklaidus visā tā teritorijā kopumā 11 vietās. Divi lielākie un sugām bagātākie nogabali atrodas lieguma dienvidrietumu daļā (platība 9,5 ha), kā arī purva ziemeļaustrumu daļā (platība 1,9 ha). Pārējie deviņi pārejas purva nogabali ir mazāki par 1,2 ha un atrodas Aklā purva ziemeļu, austrumu un dienvidaustrumu malā, Znotiņu ezera rietumu krastā un visapkārt Jūgu ezeram, kā arī Aklā purva ziemeļrietumu pusē.

Sugām bagātajos pārejas purvos izklaidus sastopamas nelielas priedītes vai purva bērziņi, bet zemsedzē dominē pūkaugļu grīslis *Carex lasiocarpa*, trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata*, polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, purva dzērvene *Oxycoccus palustris* un sfagni *Sphagnum* spp., bieži sastop purva vārnkāju *Comarum palustre*, parasto niedri *Phragmites australis*, vietām arī upes kosu *Equisetum fluviatile* un purva rūgtdilli *Peucedanum palustre*, kā arī diezgan bagātas retā un aizsargājamā mellenāju kārkla *Salix myrtilloides* audzes. Tikai lieguma ziemeļaustrumdaļas pārejas purva malā atrasta purva



Garlapu rasene *Drosera anglica*
Great sundew

Foto/Photo: Māra Pakalne

jāneglīte *Pedicularis palustris*, kā arī retā un aizsargājamā purva sūnene *Hammarbya paludosa*, bet dienvidrietumdaļas pārejas purvā – stāvlapu dzegužpirkstīte *Dactylorhiza incarnata* un plankumainā dzegužpirkstīte *D. maculata*. Sugām nabadzīgajos pārejas purva nogabalos Aklā purva austrumu un dienvidaustrumu malā dominē dzelzszāle *Carex nigra* vai makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, šaurlapu spilve *E. polystachion* un sfagni, bet lieguma ziemeļdaļas 225. kvartāla purviņā – uzpūstais grīslis *Carex rostrata* kopā ar polijlapu andromedu *Andromeda polifolia*, purva dzērveni *Oxycoccus palustris* un sfagniem. Līdzīga veģetācija ir arī savrupajā 222. kv. 29. nogabala purviņā, kur lielā daudzumā sastopams Latvijā paretais mazziedu grīslis *Carex pauciflora* (sastopams arī 232. kv. pārejas purvā). Otra savrupā purviņa veģetācija 222. kv. 28. nogabalā ir nedaudz bagātāka, un arī te lielā daudzumā sastopams mazziedu grīslis *C. pauciflora*, kā arī šaurlapu spilve *Eriophorum polystachion*, melnā vistene *Empetrum nigrum*, purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris*, bet gar malu aug parastā niedre *Phragmites australis*. Arī pārejas purvs Znotiņu ezera rietumu krastā ir sugām nabadzīgs – te kopā ar sfagniem dominē purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris*, ieplakās arī parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba* un apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia*, bet ezera nokrastes sliķšņā – zilganā molīnija *Molinia caerulea* kopā ar necilo ciesu *Calamagrostis canescens*, vietām sastopams arī trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata*, purva rūgtdille *Peucedanum palustre*, parastā purvparade *Thelypteris palustris* un purva cūkausis *Calla palustris*.



Apāļlapu rasene *Drosera rotundifolia*
Round-leaved sundew

Foto/Photo: Aivars Slišāns

Visi dabas lieguma purvi atbilst atbilst kādam no trim Eiropas Savienībā aizsargājamo purvu biotopu veidiem (12. attēls, 1. pielikums). Purva biotops „7110* Neskarti augstie purvi” liegumā sastopams plaši, tā kopējā platība ir 480,6 ha jeb 24% no lieguma kopējās platības. Aklajā purvā šis biotops saglabājies labā stāvoklī un tikai atsevišķās vietās ir hidromeliorācijas nedaudz ietekmēts. Īpaši vērtīga ir purva centrālā un atklātā daļa ar mikoreljefa iepakām starp Ģirupes un Znotiņu ezeru. Daudzviet raksturīgais mazo priedišu lielais īpatsvars, kā arī diezgan būtiska sila virša klātbūtne zemeszemes veģetācijā ir dabiski veidojusies Aklā purva iezīme, kas, visticamāk, radusies pašnosusināšanās rezultātā un nav saistāma ar antropogēno ietekmi. Šim biotopam līdzīgais aizsargājamo biotops „7120 Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās” liegumā sastopams Ģirupes jaunās gultnes ietekmes zonā, tā kopējā platība aizņem tikai 4,6 ha jeb 0,2% no lieguma kopējās platības.

Eiropā un Latvijā īpaši aizsargājamo biotops „7140/2.7. Pārejas purvi un slišķņas” liegumā sastopams reti un aizņem nelielu teritoriju (502,4 ha jeb 25,1% no lieguma kopējās platības). Šim biotopam ir īpaša nozīme bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā purvos. Sevišķi tas attiecas uz sugām bagātajiem pārejas purviem, kas ir neaizstājama dzīvotne vairākām īpaši aizsargājamām augu sugām, piemēram, purva sūnenei *Hammarbya paludosa* un mellenāju kārkklam *Salix myrtilloides*. Pārejas purvi un slišķņas liegumā saglabājušies ļoti labā un gandrīz neskartā veidā. Latvijā pārejas purvi sastopami paresti un parasti aizņem salīdzinoši mazas platības augsto purvu malās, ezeru slišķņās vai starppauguru iepakās.

Antropogēnā ietekme purvā ir neliela, un nedaudzie ogotāji vasaras otrajā pusē un rudenos parasti apmeklē Aklā purva atklātās vai ar purvainiem priežu mežiem aizaukušās platības.

Mežs dabas liegumā „Aklais purvs” aizņem kopumā 1458 ha. Pārsvarā sastopami pārmitrie meži (1122,8 ha), no tiem dominē purvainu meži, un tikai nelielu platību aizņem slapjainu meži. Sausieņu meži aizņem 311,1 ha, bet meži mēreni susinātās augsnēs – 34,5 ha, no tiem dominē kūdreņi, bet āreņi sastopami niecīgā platībā. Dabas liegumā „Aklais purvs” sastopami četri prioritāras nozīmes Eiropas Savienībā īpaši aizsargājamo meža biotopu veidi, kas aizņem 1079,4 ha jeb 53,9% no lieguma kopējās platības. Vienlaikus 88,6 ha lielā platībā sastopami arī divi Latvijā īpaši aizsargājamo meža biotopu veidi (Auniņš, red. 2010, MK noteikumi Nr. 421, 12. attēls, 1. pielikums). Visbiežāk izplatītais aizsargājamo meža biotops ir „91D0* Purvaini meži” ar kopējo platību 888,8 ha, un tas liegumā sastopams visos kvartālos.

Aizsargājamo meža biotopu vērtīgākā daļa ir desmit dabiskie (450,1 ha) un seši potenciāli dabiskie (116,4 ha) meža biotopu veidi (Ek et al. 1998), kas kopā aizņem 566,5 ha jeb 38,9% no lieguma mežu platības.

Eiropas Savienībā un Latvijā aizsargājamo meža biotopu (t. sk. dabisko un potenciāli dabisko meža biotopu) bioloģiskās daudzveidības vērtība ir ļoti augsta. Bioloģiskās daudzveidības saglabāšanos lieguma mežos veicina to atrašanās liela purva masīva apkārtnē, kas nodrošina stabilus hidroloģiskos apstākļus, kā arī vienmērīgu un

varnstorfija *Warnstorfia exannullata*. Ar sūnām kopā sastopamas 3–12 vaskulāro augu sugas. Visbiežāk sastopams dūkstu grīslis *Carex limosa*, purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris* un polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, kā arī makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, lielā dzērvene *Oxycoccus palustris*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba* un melnā vistene *Empetrum nigrum*. Raksturīgākā ūdensaugu suga ir garsmailes sfagns *Sphagnum cuspidatum*, kas sastopams visu ezeru litorālā. Otra biežāk sastopamā ūdenssūnu suga ir barības vielām ļoti nabadzīgiem sūnu purva ezeriem raksturīgā peldošā varnstorfija *Warnstorfia fluitans*, kas atrasta piecos neskartajos vai mazskartajos ezeros.

Visi 12 dabas lieguma ezeri atbilst Eiropas Savienībā un Latvijā aizsargājamajam biotopam „3160/4.3. Distrofi ezeri”. Visos lieguma neskartajos un mazskartajos ezeros šis biotops sastopams izcilā veidā, izņemot antropogēnās ietekmes skarto Znotiņu ezeru, kur tas ir mēreni ietekmētā stāvoklī.

LATVIJĀ UN EIROPĀ AIZSARGĀJAMĀS UN RETĀS SĒŅU, ĶĒRPJU, SŪNU UN VASKULĀRO AUGU SUGAS

Dabas liegumā „Aklais purvs” 2010. gada apsekošanas gaitā konstatētas 29 retas un īpaši aizsargājamās sugas – viena ķērpju, 14 sūnu un 14 vaskulāro augu sugas. Gandrīz visas no tām, izņemot spilvaino ancīti *Agrimonia pilosa* un Fuksa dzegužpīrkstīti *Dactylorhiza fuchsii*, teritorijā atrastas pirmo reizi. Nozīmīgākie atradumi ir parastais plaušķērpis *Lobaria pulmonaria*, visas sūnu sugas, palu grīslis *Carex paupercula*, purva sūnene *Hammarbya paludosa*, purvāja vienlape *Malaxis monophyllos*, skrajziedu skarene *Poa remota* un mellenāju kārkls *Salix myrtilloides*. Gandrīz visas liegumā sastopamās retās un aizsargājamās ķērpju, vaskulāro augu un sūnu sugas ir saistītas ar dabisku, ilglaicīgu mežu klātbūtni.

Retas vai diezgan retas purvainu vietu un purvu sugas ir palu grīslis *Carex paupercula*, plankumainā dzegužpīrkstīte *Dactylorhiza maculata*, purva sūnene *Hammarbya paludosa* un mellenāju kārkls *Salix myrtilloides*. Visas šīs sugas ir atkarīgas no pastāvīgas dabisku purva vai purvainā meža biotopu klātbūtnes. Purvainā mežā atrasta arī Latvijā diezgan bieži sastopamā stāvlapu dzegužpīrkstīte *Dactylorhiza incarnata*, kas gan biežāk sastopama pļāvās. Arī Latvijā pāreji sastopamā purvāja vienlape *Malaxis monophyllos* aug gan pārejas purvos, gan slapjos un mitros mežos, gan krūmājos.

Retās un īpaši aizsargājamās sēņu, ķērpju, sūnu un vaskulāro augu sugas liegumā pašlaik nekas neapdraud. Ļaujot lieguma mežiem, īpaši dabiskajiem un potenciāli dabiskajiem, kā arī Latvijā un Eiropā aizsargājamajiem meža biotopiem attīstīties dabiskā gaitā, vecu koku īpatsvars un atmirušās koksnes krājumi tikai palielināsies. Tas ir ļoti nozīmīgi visu minēto dabisko meža biotopu speciālo un indikatoru populāciju stabilitātes un vitalitātes nodrošināšanai un pavairošanai.

2.3. DABAS LIEGUMS „MELNĀ EZERA PURVS” UN TĀ VĒRTĪBAS

Rūta Sniedze-Kretalova, Vita Līcīte

Latvijas Dabas fonds, e-pasts: ruta.sniedze@ldf.lv

TERITORIJAS VISPĀRĪGS RAKSTUROJUMS

Natura 2000 teritorija – dabas liegums „Melnā ezera purvs” atrodas Viduslatvijas zemienes Tīreļu līdzenumā, kas ir viens no lielākajiem purvu masīviem valstī. Dabas liegums izveidots 2004. gadā 317 ha lielā platībā, lai aizsargātu nenoraktu augstā purva platību, kurai raksturīgas lāmas un purva ezeriņi, bet galvenokārt kā putnu koncentrēšanās vietu, kurā sastopamas īpaši aizsargājamas putnu sugas. 2010. gadā uzsākta teritorijas dabas aizsardzības plāna izstrāde. Tās ietvaros veikta teritorijas kartēšana un aprakstīta veģetācija. Īpaši aizsargājami biotopi noteikti, izmantojot 2010. gadā apstiprināto metodiku „Eiropas Savienības nozīmes īpaši aizsargājami biotopi Latvijā” (Auniņš, red. 2010). Lieguma teritorijā konstatēti visi *Natura 2000* datubāzē norādītie biotopi (13. attēls), izņemot vienu – „7150 leplakas purvos”.



Foto/Photo: Aivars Slišāns

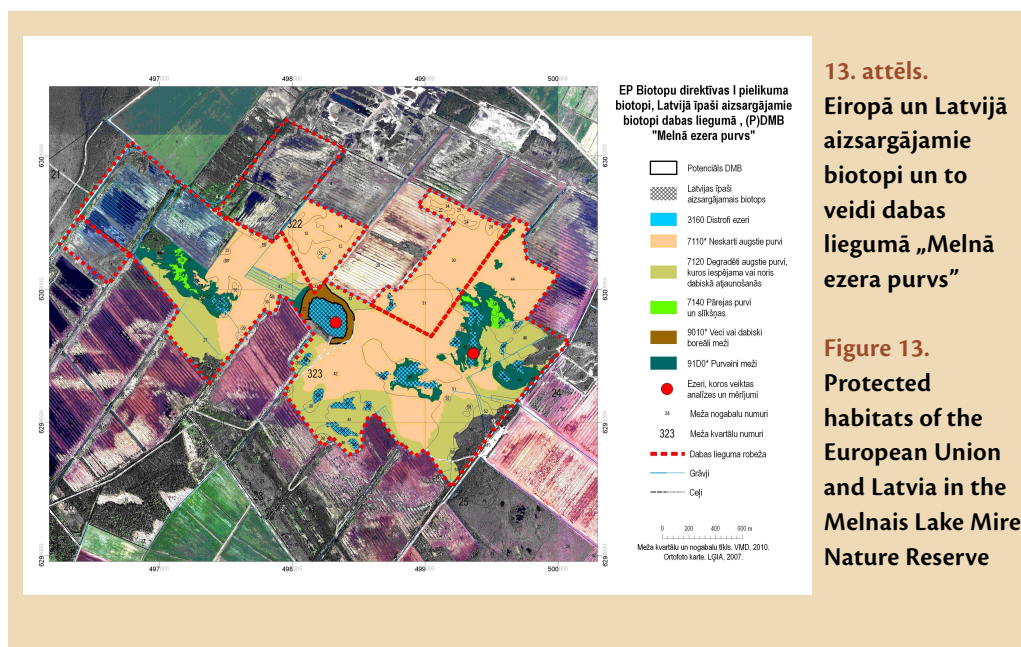
VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN AIZSARGĀJAMIE BIOTOPĪ

Pēc pēdējās mežu taksācijas (2010. gads) meži aizņem vairāk nekā pusi jeb 58,6% (198,9 ha) lieguma teritorijas. Sūnu purvi veido 106,7 ha jeb 31,4%. Pārējo platību aizņem patstāvīgas ūdenstilpes un ezeri, tostarp arī lielākais ezers – Melnais ezers. Lauces aizņem 0,2%, bet citas speciālas nozīmes nemeža zemes – 0,6% dabas lieguma teritorijas.

Dabas liegumā „Melnā ezera purvs” nav konstatēti Latvijā īpaši aizsargājami mežu biotopi, taču aptuveni puse taksēto meža platību atbilst kādam Eiropas Savienībā aizsargājamam biotopam. Dabas liegumā konstatēti divi Eiropas Savienības nozīmes meža biotopu veidi – „91D0* Purvaini meži” un „9010* Veci vai dabiski boreāli meži” (1. pielikums). Liela daļa mežu platību biotopu kontekstā atzīstami par nemeža biotopiem, jo arī ļoti kļavas platības mežaudžu plānā atzīmētas kā meži.

Purvi dabas liegumā aizņem 106,7 ha jeb 31% no teritorijas (2010. gada meža taksācijas dati), taču atklātās purvu platības dabā ir lielākas – 211,5 ha. Sastopami divi purva tipi – augstie purvi un pārejas purvi. Zāļu purviem raksturīga veģetācija veidojas aptuveni 10 ha platībā. Augstie purvi aizņem lielāko daļu purvu platību: 207,8 ha jeb 60,9% no kopējās lieguma platības. Pārejas purvi sastopami 3,7 ha platībā, aizņemot 1% dabas lieguma.

Augstā purva ainava ir dominējošā dabas liegumā. Augstā purva kupola vidū atrodas Melnais ezers. Augstā purva ainavu veido ciņu–ieplaku, ciņu–lāmu un grēdu–lāmu mikroainavas. Liela augsto purvu platība ir degradēta, un tajā mikroainavas ir izzudušas.





Purva lāmās viena no biežāk sastopamajām sūnu sugām ir garsmailes sfagns *Sphagnum cuspidatum*

Feathery Bog-moss is one of the most common moss species in bog-pools

Foto/Photo: Māra Pakalne

Augstajā purvā visbiežāk sastopama ciņu–ieplaku mikroainava. To veido brūnais sfagns *Sphagnum fuscum*, Magelāna sfagns *S. magellanicum*, uz ciņiem sastop sila virsi *Calluna vulgaris*, polijlapu andromedu *Andromeda polyfolia*, lielo dzērveni *Oxycoccus palustris*. Ieplakās sastop iesarkano sfagnu *Sphagnum rubellum*, parasto baltmeldru *Rhychosphora alba*, makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum*.

Grēdu–lāmu mikroainavu veido purva grēdas, kas apaugušas ar lēni augušu priedi, un lāmas, kas radušās kūdras slāņa plīsuma vietās. Lāmas savukārt bieži sasniegušas tādus izmērus, ka atzīstamas par purva ezeriem, un to veģetācija aprakstīta turpmāk.

Pārejas purvi sastopami divās vietās – teritorijas R daļā pretim noraktajam kūdras laukam un A daļā. Veģetāciju tajos veido garsmailes sfagns *Sphagnum cuspidatum*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, uzpūstais grīslis *Carex rostrata*, dūkstu grīslis *C. limosa*, iesirmais grīslis *C. canescens*, parastais baltmeldrs *Rhychosphora alba*, purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia*, polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, nedaudz arī purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris* un parastā niedre *Phragmites australis*. Pārejas purvos ieviešas arī purva bērzi *Betula pubescens* un nelielas priedītes *Pinus sylvestris*. Pārejas purvu platībās novērojamas arī lāmās bijušās purva saliņas, kuru malās kūdra mineralizējusies un sasēdusies.

Dabas liegumā „Melnā ezera purvs” konstatēts viens Latvijā īpaši aizsargājama biotops „2.7 Pārejas purvi un sliķšņas” un trīs aizsargājami Eiropas Savienības nozīmes biotopi: „7110* Neskarti augstie purvi”, „7120 Degradēti augstie purvi”, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās, un „7140 Pārejas purvi un sliķšņas” (13. attēls, 1. pielikums).

Būtiskākais purvu platību negatīvi ietekmējošais faktors ir apkārtējie kūdras lauki, jo tālākā perspektīvā tie var atstāt ietekmi uz šo dabas liegumu. Teritorija lielākoties (84% no perimetra) robežojas ar izstrādātajām kūdras platībām, kuru relatīvais augstums ir par 1–1,5 m zemāks nekā dabas liegumam. Tas paātrina teritorijas vispārējo nosusināšanos, jo liela daļa atmosfēras ūdeņu noplūst kontūrgrāvjos. Purva platību nosusināšana rada labvēlīgu vidi straujai koku augšanai un vēl lielākus ūdens zudumus, kas rodas transpirācijas rezultātā. Klajumu aizaugšana veicinājusi teritorijas fragmentāciju un pārveidojusi augstā purva ainavu.

Lielākais ezers ir teritorijas vidū esošais Melnais ezers, tā spoguļlaukuma platība ir 6,1 ha. Vidējais ezeru lielums ir 2,1 ha. Ezeros ir tumši brūns ūdens, un tajos nav konstatēti makrofīti. Lielākajai daļai ezeru krasti ir slīkšņaini, minerālgrunts nav konstatēta. Purva nosusināšana kūdras izstrādes vajadzībām visvairāk skārusi Melno ezeru, kas ir savienots ar meliorācijas grāvi. Pirms aizsprostu būves uz grāvjiem Melnajā ezerā bija būtiski pazeminājies ūdens līmenis, par ko liecina augsts, sauss kūdrains krasts gar ūdenslīniju.

SAIMNIECISKĀS DARBĪBAS IETEKMĒ RADUŠIES BIOTOPĪ

Izstrādātie kūdras lauki Melnā ezera purvā atrodas lieguma ZR malā aptuveni 1–1,5 m zemāk nekā teritorijas nenoraktā daļa. Daļēji aizsērējušie grāvji un ūdens noplūde no nenoraktās daļas veicinājusi pārmitru apstākļu veidošanos. Teritorijas R daļā izveidojušās pastāvīgas ūdenstilpes, kurās dominē makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*.

Aptuveni 10 ha lielā platībā izveidojies niedrājs. Tā augājs pamazām kļūst dabiskāks, un nākotnē tas varētu attīstīties par zāļu purvu. Bez dominējošās niedres *Phragmites australis* šajās platībās sastop arī makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum*, uzpūsto grīslī *Carex rostrata*, dzelzszāli *C. nigra*, pūkaugļu grīslī *C. lasiocarpa*, parasto baltmeldru *Rhychospora alba*, iesirmo ciesu *Calamagrostis canescens*, zilgano molīniju *Molinia caerulea*, upes kosu *Equisetum fluviatile*, dūkstu madaru *Galium uliginosum*, pļavas ķersu *Cardamine pratensis*, izplesto doni *Juncus effusus*. Vietām uz noraktajiem kūdras laukiem atjaunojas sfagni *Sphagnum* spp. un purva dzērvene *Oxycoccus palustris*.

Polderi kūdras lauku malās bieži ir bez veģetācijas, skraju augāju veido sila virsis *Calluna vulgaris*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, šaurlapu spilve *E. polystachion*, melnā vistene *Empetrum nigrum*, zilganā molīnija *Molinia caerulea*, pamazām iveriešas purva bērzs *Betula pubescens* un ausainais kārklis *Salix aurita*.

EIROPĀ AIZSARGĀJAMĀS UN RETĀS VASKULĀRO AUGU SUGAS

Dabas liegumā „Melnā ezera purvs” konstatētas divas ierobežoti izmantojamas īpaši aizsargājamās augu sugas – gada staipeknis *Lycopodium annotinum* un vālišu staipeknis *L. clavatum*. Abas sugas iekļautas arī Eiropas Padomes Biotopu direktīvas V pielikumā. Staipekņi sastopami vairākās vietās dabas liegumā, arī Latvijā suga sastopama samērā

bieži. Lieguma teritorijā abas staipekņu sugas izplatītas uz nosusinātajām kūdras augsnēm, kur tās veido plašas, vairākus kvadrātmetrus lielas audzes. Gada staipeknis un vāļišu staipeknis ir sugas, kas lielas audzes veido tieši traucētos biotopos – susinātos mežos, uz stigām, ceļmalās (Vainauska 2005). Dabas lieguma teritorijā ir daudz piemērotu biotopu staipekņu attīstībai, un populāciju negatīvi ietekmējoši faktori netika konstatēti.

2.4. DABAS LIEGUMS „ROŽU PURVS” UN TĀ VĒRTĪBAS

Rūta Sniedze-Kretalova

Latvijas Dabas fonds, e-pasts: ruta.sniedze@ldf.lv

TERITORIJAS VISPĀRĪGS RAKSTUROJUMS

Dabas liegums „Rožu purvs” aizņem 1010,2 ha lielu platību. Liegums izveidots 1987. gadā, lai zinātniskās pētniecības un izglītības darbam saglabātu nepārveidotas purvu ekosistēmas un savdabīgās purva ainavas (Anon. 1988). 2004. gadā liegums iekļauts Eiropas Savienības nozīmes aizsargājamo dabas teritoriju *Natura 2000* tīklā gan īpaši aizsargājamo sugu (putnu), gan īpaši aizsargājamo biotopu saglabāšanai. 2010. gadā uzsākta teritorijas dabas aizsardzības plāna izstrāde. Tās ietvaros veikta teritorijas kartēšana un aprakstīta veģetācija.



Rožu purva lāma
Pool in Rožu Mire

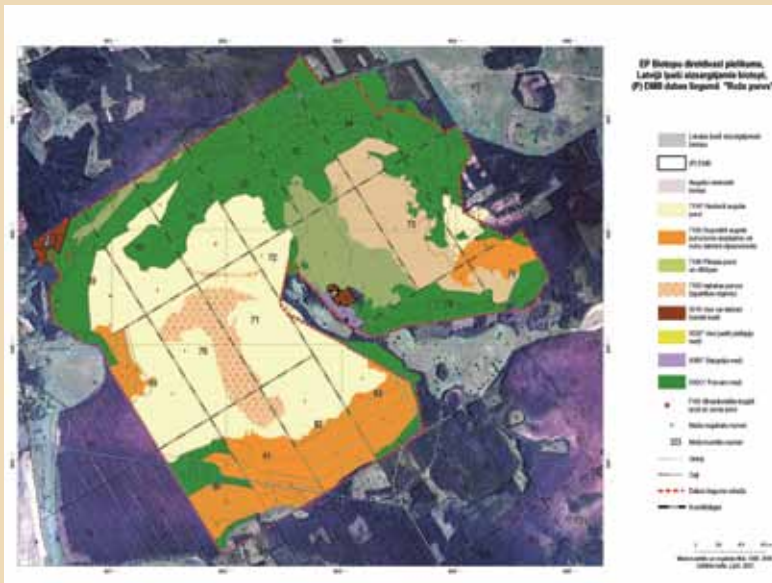
Foto/Photo: Aivars Slišāns

Purvs atrodas Augšzemes augstienes Sēlijas paugurvalnī meža un lauksaimniecības zemju masīvā. Lieguma teritorijas ainavu veido neskarta augstā purva, pārejas purva un ietekmēta augstā purva mozaīka, bet lieguma malās sastopami purvaini meži.

Dabas lieguma „Rožu purvs” lielāko platību aizņem Pliksnes purvs (1428 ha). Katrai purva daļai ir savs nosaukums – ZR daļā atrodas Ošānu purvs, D daļā – Riestu purvs, A daļu dēvē par Rožu purvu (Avotiņa 2005).

Lieguma teritorijā esošajā Pliksnes purvā iestiepjas minerālaugnes pussala „Pasauls gals”. Pasauls gala pussalu, kas pašlaik atrodas ārpus dabas lieguma, veido ainaviski augstvērtīgas, skrajas parkveida pļavas, mēreni mitras pļavas, atmatu pļavas un nesenas atmatas (Bioloģiski vērtīgo zālāju datubāze 2007), bet tā nogāzēs aug jauni liepu meži. Riestu purva daļa, ko lielākoties aizņem augstais purvs ar ciņu–lāmu kompleksu, ir augstāka nekā purva A daļa, kuru veido pārejas purvu un slišķņu komplekss un ietekmēts augstais purvs. Lieguma R pusē esošais augstais purvs un pārejas purvs savienojas ar skraju trejlapu puplakša *Menyanthes trifoliata*, sfagnu *Sphagnum* spp. un parastās niedres *Phragmites australis* veidotu slišķņu, kas aptver A virzienā plūstošās tērces.

Kaut arī cilvēka darbības ietekme ir būtiska purva D un DR, gandrīz visu dabas lieguma teritoriju klāj augstas vērtības Eiropas Savienībā un Latvijā aizsargājami biotopi. Dabas liegumā „Rožu purvs” sastopami deviņi Eiropas Savienības nozīmes biotopi (Auniņš, red. 2010, 14. attēls) un četri Latvijas īpaši aizsargājami biotopi (MK noteikumi Nr. 421, 14. attēls). Lai novērstu susināšanas ietekmi uz augstā purva biotopiem, 2012. gadā uz nosusināšanas grāvjiem ir uzbūvēti kūdras aizsprosti, kas aptur purva ūdens aizplūšanu un sekmē dabiskās purva veģetācijas atjaunošanos.



14. attēls.
Eiropā un Latvijā aizsargājami biotopi un to veidi dabas liegumā „Rožu purvs”

Figure 14.
Protected habitats of the European Union and Latvia in the Rožu Mire Nature Reserve

VEĢETĀCIJAS RAKSTUROJUMS UN AIZSARGĀJAMIE BIOTOPI

Dabas liegumā „Rožu purvs” meži sedz vairāk nekā pusi (53%) no īpaši aizsargājamās teritorijas. Lielāko mežu platību aizņem biotops „91D0* Purvaini meži”, kas sastopams 338,9 ha lielā platībā (33,5% no visas dabas lieguma teritorijas) (14. attēls). Nelielu platību aizņem biotopi „9010* Veci un boreāli meži” (6,7 ha), „9080* Staigājumu meži” (4,8 ha) un „9020* Veci jaukti platlapju meži” (0,3 ha) (1. pielikums).

Purvi dabas liegumā ir otrs izplatītākais biotopu veids, kopumā tie aizņem 641,5 ha. Sastopami divi purva tipi: ombrotrofie jeb augstie purvi un minerotrofie purvi, kurus pārstāv pārejas purvi. Augstie purvi aizņem lielāko daļu no purvu platībām – 572,9 ha, savukārt pārejas purvi – 68,6 ha.

Augstie purvi sastopami visās Pliksnes purva daļās, kuras, domājams, izveidojušās no vairākiem atsevišķiem purviem. Pliksnes purvam raksturīgs ciņu mikroreljefs, kas pieder pie veģetācijas klases *Oxycocco-Sphagnetea*. Ciņi lielākoties ir līdz 30 cm augsti, pārsvarā tos veido dažādu sugu sfagni – Magelāna sfagns *Shagnum magelanicum*, brūnais sfagns *S. fuscum* –, dažviet arī kadiķu dzegužlins *Politrichum juniperinum*. Uz ciņiem sastop sila virsi *Calluna vulgaris*, purva dzērveni *Oxycoccus palustris*, makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum*, melno visteni *Empetrum nigrum*, retāk lāceni *Rubus chamaemorus*. Nereti šajā mikroreljefā izplatītas arī mazas priedes *Pinus sylvestris* un purva bērzi *Betula pubescens*.

Ciņu–lāmu mikroreljefa ainava visspilgtāk izpaužas Riestu purva daļā. Lāmu veģetāciju veido garsmailes sfagns *Sphagnum cuspidatum*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia*, purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, bet sliksņu tuvumā – dūkstu grīslis *Carex limosa*. Riestu purva centrālajā daļā veidojas arī ciņu grēdu–lāmu mikroainava. Grēdas ir noaugušas ar sīku priedi. Riestu purva centrālā daļa ir neskartākā, un tur joprojām notiek aktīva mikroainavu attīstība, par ko liecina arī atklāti kūdras laukumi, kuru veidošanās notiek 46 ha lielā platībā. Šie kūdras laukumi atbilst biotopam „7150 leplakas purvos”, bet pārējā platība atbilst biotopam „7110* Neskarti augstie purvi” (14. attēls).

Purva nosusināšanas rezultātā dabas lieguma teritorijā izveidojusies liela platība (144,6 ha), kas aizaugusi ar jaunām priedēm. Daļa šīs platības pieskaitāma mežam, bet pārējā atbilst biotopam „7120 Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās”. Šī biotopa veģetāciju veido blīvs sīkkrūmu stāvs no sila viršiem *Calluna vulgaris*, lakstaugu stāvā sastop purva dzērveni *Oxycoccus palustris*, lāceni *Rubus chamaemorus*, makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum*, bet sūnu stāvā mozaīkveidā izplatīti sfagni *Sphagnum* spp. un zaļsūnas *Bryidae*. Tiešā grāvju tuvumā kūdras slānis ir mineralizējies. Priedēm pārsvarā novērojamas spicas galotnes un lieli ikgadējie pieaugumi, kas liecina par susināšanas ietekmi un koku strauju augšanu.

Pārejas purvi aizņem būtisku lieguma daļu 68,6 ha platībā. Lielākā pārejas purva platība izveidojusies Pasaules gala pussalas Z un ZR daļā. Pārejas purvi ir ļoti slapji un staigīgi, to barošanās notiek gan virszemes noteces rezultātā un ar nokrišņiem, gan ar gruntsūdeņiem. Virszemes notece ir ļoti izteikta, jo lieguma A pusē esošo Riestu un

Ošānu purva relatīvais augstums ir lielāks nekā Rožu purvam. Turklāt no Riestu purva ierikota caurtece, kas joprojām aktīvi darbojas. Par gruntsūdeņu pieplūdi pārejas purvā liecina parastās niedres *Phragmites australis* biežā sastopamība. Pārejas purvā dominē parastais baltmeldrs *Rhychosphora alba*, polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, dūkstu grīslis *Carex limosa*, purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris*, trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata*, purva dzērvene *Oxycoccus palustris*, apaļlapu rasene *Drosera rotundifolia*. Pārejas purvi atbilst īpaši aizsargājamam biotopam 7140.

Kā punktveida biotopi teritorijas ZR stūrī konstatēti arī minerālvielām bagāti avoti, to kopējā aizņemtā platība ir 260 m². Biotopu veido pārmitri augsnes laukumi ar veģētāciju vai atsevišķās vietās – maz izteiktu ūdens plūsmu, konstatēts arī avoksnājs ar dzelzi saturošām nogulām. Avoksnāju veģētāciju veido lēdzērks *Cirsium oleraceum*, purvpaparde *Thelypteris palustris*, parastā vīgrieze *Filipendula ulmaria*, parastā zeltene *Lysimachia vulgaris* un sfagni *Sphagnum* spp., tie atbilst biotopam 7160.

Purva D un DR daļu pirms aizsprostu būves uz purva grāvjiem būtiski negatīvi ietekmēja meliorācija. Nosusināšanas rezultātā apmežojās atklātā purvu platība, ilgtermiņā tas var izraisīt biotopu fragmentāciju un ainavas pārveidošanos. Palielinoties priežu un viršu apaugumam ietekmētajās platībās, paaugstinās transpirācija no augiem, tādējādi vēl vairāk palielinot ūdens zudumus. Nosusinot purvu, tiek kavēta vai pārtraukta purva mikroainavu veidošanās, līdz ar to pastāv iespēja izzust biotopam „7150 leplakas purvos”.

LATVIJĀ UN EIROPĀ AIZSARGĀJAMĀS UN RETĀS ĶĒRPJU UN VASKULĀRO AUGU SUGAS

Dabas liegumā „Rožu purvs” konstatētas četras Latvijā īpaši aizsargājamās vaskulāro augu sugas – stāvlapu dzegužpīrkstīte *Dactylorhiza incarnata*, plankumainā dzegužpīrkstīte *D. maculata*, kārpainais segliņš *Euonymus verrucosa*, smaržīgā naktsvijole *Platanthera bifolia* un viena ķērpju suga – sīkpunktainā artonija *Arthonia byssacea* (MK noteikumi Nr. 45). Konstatēta arī viena īpaši aizsargājamā ierobežoti izmantojamā suga – gada staipeknis *Lycopodium annotinum*, kas iekļauta arī Eiropas Padomes Biotopu direktīvas V pielikumā. Visas dabas liegumā sastopamās sfagnu dzimtas sugas iekļautas Biotopu direktīvas V pielikumā. Ārpus dabas lieguma robežas konstatēta arī apdzira *Huperzia selago* un spilvainais ancītis *Agrimonia pilosa*, pēdējā suga iekļauta Eiropas Padomes Biotopu direktīvas II pielikumā.

Teritorijā konstatētas arī vairākas dabisko meža biotopu (DMB) indikatorsugas: ķērpji – pumpurainā akrokordija *Acrocordia gemmata* un rakstu ķērpis *Graphis scripta*, lapukoku svečtursēne *Clavicornia pyxidata*, sūnas – gludā nekera *Neckera pennata*, īssetas nekera *N. complanata* un tievā gludlape *Homalia trichomanoides*, kā arī DMB speciālā ķērpju suga sīkpunktainā artonija *Arthonia byssacea*.

Teritorijas nosusināšana ir galvenais drauds augsto purvu biotopu saglabāšanai dabas liegumā. Liela daļa ūdens no teritorijas noplūst virszemes noteces veidā un pa funkcionējošiem meliorācijas grāvjiem. Lai saglabātu Rožu purva dabas vērtības, Eiropas Komisijas LIFE+ projekta „Augstie purvi” ietvaros veikta meliorācijas grāvju dambēšana.



Dūkstu grīslis *Carex limosa*
Mud sedge



Rožu purvs
Rožu Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne

2.1 NATURE VALUES OF AIZKRAUKLE MIRE AND FORESTS NATURE RESERVE

Uvis Suško, Valda Baroniņa, Vita Ličīte

Daugavpils University, e-mail: uvis.susko@biology.lv

GENERAL CHARACTERIZATION OF THE TERRITORY AND RESEARCH HISTORY

Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve is located in the Middle-Latvia Geobotanical Region characterized by bog tracts with mineral islands covered by relict broad-leaved forests (Latvijas PSR flora un veģetācija 1987). The climate in the territory is moderately cool and very wet, the frostless period lasts from 130 to 136 days (Ramans & Zelčs 1995, Zelčs 1998a). The Nature Reserve was founded in 1999 and it belongs to *Natura 2000* network; a unique complex of mire and forest mosaic with mutual transition zones has been preserved in the territory (Suško 1997, Baroniņa 2011).

The total area of the Reserve is 1,532 ha, comprised of 792.6 ha of forests (51.7%), 733.4 ha of mires (47.9%), 4 ha of bog lakes and pools (0.3%), and 2 ha of ponds (0.1%). As a result of gradual drainage of the mire, as of today 47.5 ha of the former mire area is overgrown with trees and has to be considered a swamp forest.

The nature conservation value of Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve is very high as 1,335.3 ha (87.2%) of the area are covered with nine different mire, forest and freshwater habitats protected in the European Union (Auniņš, red. 2010, Figure 10, Appendix 1). In addition, four habitats protected in Latvia that overlap with part of the protected habitats of the EU can be found at the Reserve, their total area is 276.6 ha (18.1%) (Regulations of the Cabinet of Ministers No. 421, Figure 10, Appendix 1).



Latvijā retā un
aizsargājamā suga
mellenāju kārkls
Salix myrtilloides

Swamp willow – rare and
protected species in Latvia

Foto/Photo: Māra Pakalne

VEGETATION AND PROTECTED HABITATS

Mires occupy 733.4 ha of the Nature Reserve. There are two types of mire here – ombrotrophic bogs (Cl. *Oxycocco-Sphagnetea*) (591.5 ha) and mineratrophic transition mires (Cl. *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*) (87.1 ha). Part of the bog (54.8 ha) is negatively affected by drainage and classified as a partly degraded area.

Three microrelief types – hummock micro-relief, hummock and quagmire microrelief and hummock, and bog-pool microrelief which includes bog lakes¹ are characteristic of the bogs of the Reserve.

The hummock microrelief dominates the bog of the Reserve. Several species of bog mosses are common here – mainly *Sphagnum magellanicum*, *S. fuscum*, *S. rubellum*, as well as *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Rubus chamaemorus*, *Andromeda polifolia* and *Oxycoccus palustris*, in some places also *Carex pauciflora*. *Chamaedaphne calyculata* – a species characteristic of mires of eastern Latvia can be found mainly in the central part of the Reserve among mineral islands, yet occasionally appear elsewhere as well. The microrelief creates a mosaic of hummocks interspersed with small depressions in which *Rhynchospora alba*, *Scheuchzeria palustris* and *Drosera rotundifolia* dominate along bog mosses. The microrelief of hummocks and quagmires contains hummocks interspersed with wet depressions where *Sphagnum tenellum*, *Carex limosa* and *Drosera anglica* can be found along with species of bog mosses and depressions.

The microrelief of hummocks and bog-pools can be found occasionally in the middle of the Reserve, mainly around forest islands (Figure 10). The area richest in bog-pools (300–400 pools) is located in the eastern part of the Reserve eastwards of the Priežu, Lūžņu, Apšu and Liepu Islands and northwards of the eastern point of the Garā Island. One of the largest bog-pools is the Lielais Akacis (0.2 ha); the shape of its shoreline has not considerably changed in the last 140 years (Figure 11). The largest natural water body of Aizkraukle Mire is Melnais Lake (0.65 ha) located at the eastern border of the Reserve; it might be a relict lake of glacial origin.

¹ In this article the concept of a „bog-pool” denotes natural water bodies of various sizes and origins that have formed as a result of several thousands of years of peat layer rifting, and which the majority of biologists, limnologists and geographers call bog lakes.



Foto/Photo: Māra Pakalne



Lāceņu *Rubus chamaemorus* ogas savdabīgās garšas dēļ iecienījuši daudzi ogotāji

Cloudberries are popular among berry gatherers due to special taste

The microrelief of hummocks and bog-pools is formed by open hummocks or hummocks overgrown with small pine trees interspersed with bog-pools. The vegetation of hummocks is similar to the vegetation described above, but bog-pools are overgrown with *Sphagnum cuspidatum*; *Carex limosa*, *C. rostrata*, *Rhynchospora alba*, *Drosera rotundifolia* and *D. anglica* can be found in quagmires around bog-pools. Active formation of microrelief structures takes place in the gently sloping bog dome of Aizkraukle Mire, and, areas of open peat (in bog depressions) take up an area of 18 ha.

Increased overgrowth of the mire can be observed in the vicinity of drainage ditches. However, it is possible that a bog is naturally overgrown (with pine trees) as the result of self-drainage, which can be observed in the eastern part of Lūžņu, Apšu and Liepu Islands of Aizkraukle Mire as those areas have not been directly affected by drainage.

Transition mires can be found in the periphery and on the margins of the bog of the Reserve, mainly around forest islands. Drainage has affected these mires less than bogs because they feed on groundwater as well as precipitation.

Betula pubescens, *Salix aurita*, *S. lapponum* and *S. rosmarinifolia* are characteristic tree species of transition mires. The vegetation of the forest floor of transition mires is dominated by bog mosses. Vascular plant species are frequently represented by *Carex rostrata*, *C. lasiocarpa*, *C. cinerea*, *C. limosa*, *C. pauciflora* and *Eriophorum vaginatum*. Other species such as *Andromeda polifolia*, *Menyanthes trifoliata*, *Comarum palustre*, *Eriophorum polystachion*, *E. gracile* (scarcely), *Trichophorum alpinum*, *Equisetum limosum*, *Phragmites australis* are rather common. Narrow belts of transition mires can also be found around bog-pools, dominated by *Sphagnum* mosses, sedges and *Rhynchospora alba*.

Several rare and protected vascular plant species such as *Corallorhiza trifida*, *Dactylorhiza incarnata*, *D. russowii*, *Hammarbya paludosa*, *Platanthera bifolia* and *Salix myrtilloides* can be found mainly or exclusively in transition mires. K. Kupffer and P. Lakschewitz also found *Betula nana* in the eastern corner of Aizkraukle Mire outside the present-day Reserve in 1906.

The impact of drainage is evident in the protected part of Aizkraukle Mire. Although drainage systems have been created at least 40 years ago, the majority are still functioning. The mire near ditches is affected or degraded. In the affected parts of the mire, bog mosses have remained to dominate and cover a large area but the conditions have changed – the mire has become considerably dryer and the area has been increasingly overgrowing with pines or birches. Small shrubs have proliferated in the layer of caulescent plants. *Ledum palustre*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Rubus chamaemorus* and *Vaccinium uliginosum* form continuous stands while species characteristic of intact bogs, e.g. *Eriophorum vaginatum*, are scarce. Although drainage ditches are often overgrown with bog mosses and the process of drainage is not observable, it is still continuing and trees are proliferating. Degraded bogs have formed along drainage ditches. As opposed to mires that are just affected, here bog

mosses have already disappeared and there is no more peat formation, which is the main factor. Instead of bog mosses, other groups of moss have begun dominating, *Cladonia* spp. lichen can be found frequently as well as open areas of peat. Peat has begun petrifying and sinking gradually.

All mires of the Reserve correspond to one of four types of protected mire habitats of the European Union (Figure 10, Appendix 1). The priority protected habitat of the European Union „7110* Active raised bogs” has already disappeared from many places of Europe. Although this habitat can still quite frequently be found in the entire territory of Latvia (Auniņš, red. 2010), Aizkraukle Mire is particularly important among others as the bog has been preserved in an excellent condition. Open parts of this habitat and the complex of hummocks and bog-pools are especially significant to the existence of several invertebrate and bird species protected in Latvia and Europe alike. These mire areas also have an outstanding scenic value. The bog with a complex of hummocks and bog-pools takes up an area of 94 ha. The habitat „7150 Depressions on peat substrates of the *Rhynchosporion*” is regarded as a natural element of an intact bog. Such formations are rare, mainly found in large mire tracts and usually on slopes of bog domes; they are of great value as geomorphological structures (Auniņš, red. 2010). Formation of depressions on peat is a dynamic process since they form by way of rifting of the peat layer, so they come in various shapes and sizes. Therefore, instead of depressions themselves, the area of their formation is mapped. Currently it covers 18 ha of the Reserve.

The protected habitat of the European Union and Latvia „7140/2.7. Transition mires and quaking bogs” is in a good condition and is especially suited to mire birds. Open, solid parts of the transition mire are the most valuable parts of the habitat. The majority of such areas are located near mineral islands and peninsulas and in the north-eastern part of the Reserve.

The protected habitat of the European Union „7120 Degraded raised bogs still capable of natural regeneration” can be found quite frequently in Latvia (Auniņš, red. 2010). An area that takes up 78.7 ha of the protected part of the Aizkraukle Mire can be regarded as degraded and negatively affected. Many areas affected by drainage have transformed into forests nowadays.

Forests take up an area of 792.6 ha in Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve. Four priority protected forest habitats of the European Union can be found in the Reserve, taking up an area of 597.9 ha (Figure 10, Appendix 1, Auniņš, red. 2010). Two forest habitats protected in Latvia overlap with part of the habitats protected in the EU, taking up an area of 185.5 ha (Figure 10, Appendix 1, Regulations of the Cabinet of Ministers No. 421).

400–500 bog-pools can be found in the territory of the Reserve; they create the particular, impressive landscape of the bog with the microrelief of hummocks and bog-pools. Bog-pools of Aizkraukle Mire are of very different sizes from the smallest that does not exceed 0.002 ha to the biggest reaching or exceeding 0.5 ha. The largest

bog-pools of Aizkraukle Mire – Lielais Akacis and Melnais Lake – are dystrophic water bodies that belong to the protected habitat of the European Union and Latvia „3160 Natural dystrophic lakes and ponds/4.3. Dystrophic lakes” (Auniņš, red. 2010).

RARE AND PROTECTED FUNGI, LICHEN, BRYOPHYTE AND VASCULAR PLANT SPECIES OF LATVIA AND EUROPE

Researchers discovered two rare and protected fungi, three lichen, 17 bryophyte and 25 vascular plant species in the Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve from 1906 to 2012. The occurrence of rare and protected fungi, lichen and bryophyte species and a large part of vascular plant species in the Reserve is caused by the conditions of natural and permanent forest, a stable microclimate and structures characteristic of these forests such as biologically old trees and large chunks of coarse woody debris.

Carex paupercula, *Dactylorhiza maculata*, *D. russowii*, *Hammarbya paludosa* and *Salix myrtilloides* are rare species of swampy pine forests and mires. All of them depend on the constant presence of natural mire or swamp forest habitats. *Dactylorhiza incarnata*, a species often found in meadows of Latvia, was also found in the swamp forest and transition mire.

2.2 NATURE VALUES OF AKLAIS MIRE NATURE RESERVE

Uvis Suško, Vita Licīte

Daugavpils University, e-mail: uvis.susko@biology.lv

GENERAL CHARACTERIZATION OF THE TERRITORY AND RESEARCH HISTORY

Aklais Mire Nature Reserve is located in the 6th sub-district of the southern district of the Middle–Latvia Geobotanical Region, which is the most wooded territory of the region (Latvijas PSR flora un veģetācija 1987). The flat terrain of the area and run-off conditions have favored the development of several mire tracts of various sizes the largest of which is Aklais Mire. Physiogeographically, the Reserve is located in the southern part of the Middle–Latvia Lowland – on the western side of the Daudzeva Bank within the Taurkalne Plain, which is characterized by a moderately warm and wet climate and by a 140–160–day long frostless period (Ramans & Zelčs 1995, Zelčs 1998b). The terrain of the territory is low and flat with the absolute altitude between 68.4 m a. s. l. in the south part of the Reserve and 77.4 m a. s. l. in the north-western side of Aklais Mire.

The Reserve was founded in 1999 and is included in *Natura 2000* network of Latvia (Reihmanis 2011). It is comprised of Aklais or Jūgu Mire (area: 1,050 ha, the thickest peat layer: 7.5 m) with wetland and dry forest tracts located in its periphery and closest surroundings. The total area of the Reserve is 2,002.8 ha, which includes 1468.4 ha (73.3%) of forests, 502.4 ha (25.1%) of mires, 25.6 ha (1.3%) of bog lakes and pools and 6.4 ha (0.3%) of flooded open areas. Compared to the previous taxation data of 2000, today an area of 265.1 ha of the former mire (13.1%) has overgrown with pines and has to be regarded as a swamp forest.

The impact of drainage on the Reserve is comparatively insignificant and can be observed only in some areas. The most significant effect of drainage is transformed outlets of the largest natural rivers of Aklais Mire – the Ģirupe River, Jūga River and Znotiņi River. The majority of the old ditches found near Znotiņi Lake and Jūgu Lake have already partly or fully overgrown. Some effect of drainage can be observed in forests in the southern part of the Reserve crossed by the Jūga River and many small ditches dug in the 1920s and 1930s; however, the effect is moderate. Of importance is an untouched natural outlet of a small river flowing further into the Džeņupīte River that has remained in the northern part of the mire – natural outlets of mires such as this one have become very rare and impressively demonstrate the great biological diversity of the former bog and forest and attest to the natural ecosystem and landscape unity.

Since Aklais Mire served as a hunting and leisure territory of the local Soviet power elite in the 1980s, the idea to extract about 3,600 tons of peat stocks was postponed and later dismissed; therefore, valuable ecosystems of mires and surrounding natural forests could be preserved up to 1999 when the Reserve was founded. Mire and forest ecosystems of the Reserve are almost completely natural and untouched. Biologically old dry and wetland forest stands (mostly Boreal forests Cl. *Vaccinio-Piceetea*) represent woodland and potential woodland key habitats as well as other protected habitats of the European Union. Large areas of untouched bog tracts enriched by some transition mire sites can also be found. The large number of protected bryophyte and vascular plant species and rare bird species in the Reserve proves the great value of the biological diversity found in the Reserve.

VEGETATION AND PROTECTED HABITATS

Mires occupy an area of 502.4 ha of the Reserve. There are two types of mire – ombrotrophic bog (485.2 ha) and mineratrophic transition mire (17.2 ha). Due to self-drainage, a large part of the original area of Aklais or Jūgu Mire has overgrown with pine swamp forests.

The bog consists of two large open tracts with slightly pronounced domes. The highest (76.9 m a. s. l.) is located in the middle of the Reserve among Ģirupe Lake,

Mazais Ģirupe Lake and Znotiņi Lake and the other smaller and lower one (75.8 m a. s. l.) is located in the south-eastern part between Znotiņi Lake and Silenieku bog-pool. The relative height of these tracts compared to the area of mire outlets, is 3–7 m. Smaller bog tracts are located in the northern and southern parts of the Reserve behind belts of pine swamp forests. A typical bog can be found in both open tracts of the central part of the Reserve while in the periphery the bog is overgrown with small pines. Bogs of the Reserve are characterized by mainly hummocky microrelief and their vegetation cover is formed by small, scarce pine trees, *Calluna vulgaris*, *Ledum palustre*, *Vaccinium uliginosum*, *Rubus chamaemorus*, *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris*, *Drosera rotundifolia* and *Sphagnum* mosses typical of bogs. Microrelief depressions, especially in the middle of the open tract between Ģirupe Lake and Znotiņi Lake, create a mosaic of hummocks and small depressions dominated by *Rhynchospora alba*, *Drosera rotundifolia*, *D. anglica* and *Sphagnum* mosses. In some places *Chamaedaphne calyculata* characteristic of eastern Latvia can be found.

11 sites of transition mires are scattered over the area of the Reserve. The two largest and richest in species are located in the south-western part of the Reserve (area: 9.5 ha) and the north-western part of the mire (area: 1.9 ha). The remaining nine sites are smaller than 1.2 ha and are located at the northern, eastern and south-eastern edges of Aklais Mire, the western shore of Znotiņi Lake, around Jūgu Lake and the north-west side of Aklais Mire. Transition mires richest in species are characterized by scattered Scots Pines and Downy Birches with *Carex lasiocarpa*, *Menyanthes trifoliata*, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris* and *Sphagnum* spp. mosses dominating vegetation. Other frequently occurring species are *Comarum palustre*, *Phragmites australis*, occasionally also *Equisetum fluviatile*, *Peucedanum palustre* and rich stands of the rare and protected *Salix myrtilloides*. *Pedicularis palustris* and the protected *Hammarbya paludosa* have been found only at the edge of the transition mire at the north-eastern part of the Reserve. *Dactylorhiza incarnata* and *D. maculata* have been found only in the transition mire of the south-western part of the Reserve. *Carex nigra*, *Eriophorum vaginatum*, *E. polystachion* and *Sphagnum* mosses dominate the sites of transition mires poorer in species at eastern and south-eastern edges of Aklais Mire. *Carex rostrata* and *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris* and *Sphagnum* mosses dominate the transition mire in the northern part of the Reserve in grid square No. 225. Similar vegetation can be found in the solitary mire at the site No. 29 of the grid square No. 222 where *Carex pauciflora* – a rare species in Latvia – is flourishing (also found in the transition mire in the grid square No. 232). The vegetation of the other solitary transition mire located at the site No. 28 of the grid square No. 222 is richer. *C. pauciflora* is found in abundance as well as *Eriophorum polystachion*, *Empetrum nigrum* and *Scheuchzeria palustris*. *Phragmites australis* can also be found. The transition mire at the western shore of Znotiņi Lake is also poor in species with *Scheuchzeria*

palustris and *Sphagnum* mosses dominating the vegetation. *Rhynchospora alba* and *Drosera rotundifolia* are found in depressions. *Molinia caerulea* and *Calamagrostis canescens* dominate along the quagmire shoreline; *Menyanthes trifoliata*, *Peucedanum palustre*, *Thelypteris palustris* and *Calla palustris* can be found here occasionally.

All mires of the Reserve correspond to one of three types of protected mire habitats of the European Union (Figure 12, Appendix 1). Mire habitat „7110* Active raised bogs” is frequently found in the Reserve, its total area: 480.6 ha or 24% of the Reserve. This habitat is in a very good condition and is affected by drainage only in some places. The central part of the mire with microrelief depressions located between Çırupe Lake and Znotiņi Lake is particularly valuable. The large proportion of small pines and the considerable presence of *Calluna vulgaris* in the vegetation characteristic of many places is a natural feature of Aklais Mire most likely developed as a result of self-drainage and is not to be associated with anthropogenic impact. A similar protected habitat „7120 Degraded raised bogs still capable of natural regeneration” can be found along the new artificial bed of the Çırupe River, its total area is only 4.6 ha.



Dabīgos augstajos purvos bieži sastopama polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*
Bog rosemary is very common in natural raised bogs

Foto/Photo: Daiga Brakmane

The protected habitat of the European Union and Latvia „7140/2.7. Transition mires and quaking bogs” is rarely found and takes up a small area of 502.4 ha or 25.1% of the Reserve. This habitat is of special importance for maintenance of biological diversity in mires, especially species-rich transition mires – invaluable habitats for protected plant species, e.g. *Hammarbya paludosa* and *Salix myrtilloides*. Transition mires and quaking bogs of the Reserve have remained in excellent condition and are almost untouched. Transition mires are rare in Latvia and usually take up small areas at the edges of bogs, in lake quagmires or depressions among hills.

The anthropogenic impact on the mire is insignificant and a few berry gatherers usually visit open areas or areas overgrown with pine swamp forests in the second half of summer and in autumn.

Forests of the Reserve take up an area of 1,458 ha. The largest part is wetland forests (1,122.8 ha) dominated by swamp forests with a small area covered by wet forests. Dry forests take up an area of 311.1 ha, moderately drained forests – an area of 34.5 ha dominated by drained swamp forests over a small proportion of drained wet forests.



Projekta laikā Aklajā purvā pirmo reizi konstatēta aizsargājamā suga Fuksa dzegužpirkstīte *Dactylorhiza fuchsii*

Common Spotted-orchid was found for the first time in Aklais Mire during the implementation of the project

Foto/Photo: Māra Pakalne



Retās un aizsargājamās sugas plankumainās dzegužpirkstītes *Dactylorhiza maculata* sastopamību Rožu purvā apdraud purva nosusināšana

Occurrence of Heath spotted orchid in Rožu Mire is endangered due to drainage

Four types of priority protected forest habitats of the European Union can be found in the Reserve, total area: 1,079.4 ha or 53.9% of the Reserve. Two protected forest habitats of Latvia can also be found, total area: 88.6 ha (Auniņš, red. 2010, Cabinet of Ministers Regulations No. 421, Figure 12, Appendix 1). The most widely distributed protected forest habitat is „91D0* Western taiga”, total area: 888.8 ha, which is found in all forest grids.

The most valuable part of protected forest habitats is 10 woodland key habitats (450.1 ha) and six potential woodland key habitats (116.4 ha) that take up an area of 566.5 ha or 38.9% of the forested area of the Reserve (Ek et al. 1998).

The biological diversity of protected forest habitats of the European Union and Latvia (incl. woodland key habitats and potential woodland key habitats) is immense. The location of the forests facilitates preservation of biological diversity in the Reserve – a large mire tract ensures stable hydrological conditions and an even and balanced microclimate, it is a sparsely populated area which in the second half of the 20th century served as a recreational and hunting territory of the Soviet political elite. The significant diversity of natural forests gives evidence that the Reserve is an almost unaffected area of preservation and concentration of the natural forests that have been flourishing here.

There are 12 natural lakes and bog-pools the total area of which is 25.6 ha or 1.3% of the Reserve. Znotiņi Lake is a glacial lake preserved as a relic of the Daudzeva Ancient Lake (Zelčs 1998b). Jūgu Lake also is a glacial lake. Other lakes could be bog-pools of mire origin; however, an exact estimation of the origin of the lakes requires a study of lake deposits.

All lakes of the Reserve are little-affected or almost unaffected shallow dystrophic lakes with good habitat conditions. Znotiņi Lake is the only dystrophic lake of medium habitat quality because of small eutrophication impact due to a slight lowering of the water level and moderate anthropogenic impact (fishing). Shores of all lakes are low and swampy and are covered in pine swamp forests, bogs or occasional species-poor transition mires. Bottoms of all lakes are covered by peat. The peat layer of the Silenieki Bog-pool is thin, not exceeding 1 m because the lake is located in a small sandy depression in the middle of a pine forest.

Three bryophyte genera and 29 vascular plant species were found in the shoreline quagmires of natural lakes of the Reserve; four bryophyte species and seven vascular plant species were found in the littoral zone of these lakes. The shoreline quagmire richest in species is located on the western shore of Znotiņi Lake, dominated by *Molinia caerulea*, accompanied by frequent *Calamagrostis neglecta*, *Comarum palustre*, *Agrostis stolonifera* and *Sphagnum* spp. Shoreline quagmires of other lakes are dominated by *Sphagnum* mosses. *Warnstorfia exannullata* is also occasionally found in the quagmire of Ķirupe Lake. 3–12 vascular plant species can be found along with mosses. The species found most often are *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Andromeda polifolia* and *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris*, *Rhynchospora alba* and *Empetrum nigrum*. The most distributed macrophyte species is *Sphagnum*

cuspidatum found in the littoral zone of all lakes. The second most frequently distributed bryophyte species is *Warnstorfia fluitans* characteristic of bog lakes very poor in nutrients, found in five little-affected or unaffected lakes.

All 12 lakes of the Reserve correspond to the protected habitat of the European Union and Latvia „3160/4.3. Natural Dystrophic Lakes and Ponds”. In all unaffected and little-affected lakes this habitat is in an excellent condition, with the exception of the anthropogenically impacted Znotiņi Lake which is moderately affected.

RARE AND PROTECTED LICHEN, BRYOPHYTE AND VASCULAR PLANT SPECIES OF LATVIA AND EUROPE

29 rare and protected species were discovered at the Reserve during a survey in 2010 – one lichen, 14 bryophyte and 14 vascular plant species. All of them, with the exception of *Agrimonia pilosa* and *Dactylorhiza fuchsii*, were found for the first time at the Reserve. The most significant findings are *Lobaria pulmonaria*, all bryophyte species, *Carex paupercula*, *Hammarbya paludosa*, *Malaxis monophyllos*, *Poa remota* and *Salix myrtilloides*. Almost all rare and protected lichen, bryophyte and vascular plant species of the Reserve correlate with the continuous presence of natural forests.

Rare or quite rare species of swamps and mires are *Carex paupercula*, *Dactylorhiza maculata*, *Hammarbya paludosa* and *Salix myrtilloides*. All of them depend on the continuous presence of natural mire or swamp forest habitats. *Dactylorhiza incarnata*, a rather common species in Latvia, was also found in a transition mire although it



Makstainā spilve *Eriophorum vaginatum* ir viena no pirmajām sugām, kas ieviešas purvā pēc tā hidroloģiskā režīma atjaunošanas

Tussock cottongrass is one of the first species to occupy the mire after restoration of its hydrological regime

Foto/Photo: Māra Pakalne

is more commonly found in meadows. *Malaxis monophyllos* also is a rare species in Latvia but it was found in transition mires, wet and moist forests and shrubberies.

Rare and protected lichen, bryophyte and vascular plant species are currently not threatened in the Reserve. If natural development of the forests of the Reserve, especially woodland key habitats and potential woodland key habitats as well as the protected forest habitats of Latvia and the European Union, is allowed, it would increase the proportion of old trees and stocks of dead wood which would in turn be very beneficial to the stability and vitality of the populations of the habitat specialist and indicator species.

2.3 NATURE VALUES OF MELNAIS LAKE MIRE NATURE RESERVE

Rūta Sniedze-Kretalova, Vita Līcīte

Latvian Fund for Nature, e-mail: ruta.sniedze@ldf.lv

CHARACTERIZATION OF THE TERRITORY

One of the largest mire areas in Latvia and a *Natura 2000* site, Melnais Lake Mire Nature Reserve, is located in the Tīreļi Plain of the Middle–Latvia Lowland. In 2004, Melnais Lake Mire was established as a nature reserve (total area: 317 ha) to conserve an untouched raised bog area with bog-pools and lakes, but for the most part to give shelter to especially protected bird species for which the mire is the central settling place. The Management Plan for this territory was developed in 2010 when mapping of the area was carried out and description of vegetation was provided. Especially protected habitats in the territory were determined using the methodology accepted in 2010 (Auniņš, red. 2010). All habitats listed in *Natura 2000* database, with the exception of „7150 Depressions on Peat Substrates of the *Rhynchosporion*” were found in the Reserve (Figure 13).

VEGETATION AND PROTECTED HABITATS

The recent forest inventory data (2010) shows that over half of the Reserve area, i.e. 58.6% or 198.9 ha, consists of forest habitats. 106.7 ha or 31% of the territory consists of mires. Watercourses and lakes of which Melnais Lake is the largest take up the rest of the area. Glades take up 0.2% and other special non-forested areas – 0.6% of the territory.

No especially protected forest habitats of Latvia were established in the Reserve; however, almost half of the forested area consists of especially protected habitats

of the European Union. Two forest habitats of EU importance were found in the Nature Reserve, i.e. „91D0* Bog Woodlands” and „9010* Western Taiga” (Appendix 1). Although many open areas were inventoried as forests in the forest stand map, a large part of them belong to an unforested area according to the EU habitat classification.

According to forest inventory data (2010), 106.7 ha or 31% of the Reserve territory consists of mires but the total area of open mires exceeds that and takes up 211.5 ha. Two types of mire dominate Melnais Lake Mire Nature Reserve – raised bogs and transition mires. Vegetation similar to typical fens takes up approximately 10 ha. The majority of mires are raised bogs – 207.8 ha or 60.9% of the Reserve; transition mires take up 3.7 ha or 1%.

Raised bog landscape with hummock-hollow, hummock–bog-pool and ridge–bog-pool microrelief dominates the Reserve. Melnais Lake is located in the middle of the bog dome. Large areas of raised bogs were degraded leading to loss of micro-relief.

The hummock-hollow microrelief is the most common in the Reserve. *Sphagnum fuscum*, *S. magellanicum*, *Calluna vulgaris*, *Andromeda polyfolia* and *Oxycoccus palustris* dominate hummocks while *Sphagnum rubellum*, *Rhychosphora alba* and *Eriophorum vaginatum* can be found in hollows.

The ridge–bog-pool microrelief consists of overgrown mire ridges with slowly growing pines and bog-pools which develop in cracks of the peat layer. Bog-pools are very often large enough to be considered bog lakes; they will be described below.

Transition mires of the Reserve have developed as a result of drainage and can be found in two places – in the western part of the territory opposite to the peat extraction field and in the eastern part of Melnais Lake Mire. The vegetation of transition mires is represented by *Sphagnum cuspidatum*, *Eriophorum vaginatum*, *Carex rostrata*, *C. limosa*, *C. canescens*, *Rhychosphora alba*, *Oxycoccus palustris*, *Drosera rotundifolia*, *Andromeda polifolia*, occasionally also by *Scheuchzeria palustris* and *Phragmites australis*. *Betula pubescens* and *Pinus sylvestris* can be found in the transition mire as well. Former mire islands have mineralized and settled peat on their margins in the bog-pools.

An especially protected mire habitat of Latvia, „2.7 Transition mires and quaking bogs”, and three mire habitats protected in the European Union – „7110* Active raised bogs”, „7120 Degraded raised bogs still capable of natural regeneration”, „7140 Transition mires and quaking bogs” – can be found in Melnais Lake Mire Nature Reserve (Figure 13).

Drainage of the territory has the most negative effect on the mire. Large parts of the mire (84% of the perimeter) border with peat extraction fields 1–1.5 m lower than the surface of the Reserve. It increases the overall drainage of the territory as the largest amount of atmospheric precipitation streams away to drainage ditches. Besides, increased drainage occurs in the middle of the mire area due to a dense system of drainage ditches. As a result, an optimal environment for rapid tree development has

developed, leading to an even greater loss of water due to transpiration. The territory has become fragmented after overgrowth of plain areas, and the raised bog landscape has changed.

The largest lake (6.1 ha) is Melnais Lake which lies in the middle of the territory. The average size of lakes is 2.1 ha. All but the glacial Melnais Lake are bog-pools by origin. Water in lakes is brown, no macrophytes were found. Most lakes have quacking margins without mineral soil. Melnais Lake is connected with a drainage ditch; thus, it has been extensively damaged by mire drainage carried out due to peat extraction. The water level in Melnais Lake has significantly decreased which can be easily determined by the high and dry peaty margin along the waterline.

HABITATS OF ANTHROPOGENIC ORIGIN

Peat extraction fields are located on the north-western side of Melnais Lake Mire; they are 1–1.5 m lower than the untouched territory. Moist conditions have developed here due to partly blocked drains and water run-off from the untouched territory. Permanent water bodies with *Eriophorum vaginatum* dominating the vegetation have developed on the western side of the Reserve.

Reeds have taken up an area of 10 ha. Vegetation is slowly reverting to natural vegetation and is likely to develop into a fen in the future. The dominant *Phragmites australis* as well as such species as *Eriophorum vaginatum*, *Carex rostrata*, *C. nigra*, *C. lasiocarpa*, *Rhynchospora alba*, *Calamagrostis canescens*, *Molinia caerulea*, *Equisetum fluviatile*, *Galium uliginosum*, *Cardamine pratensis* and *Juncus effusus* can be found. In some places *Sphagnum* spp. and *Oxycoccus palustris* regenerate on peat extraction fields.

Pools on peat extraction fields are usually not covered with vegetation and only scarce *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum*, *E. polystachion*, *Empetrum nigrum*, *Molinia caerulea*, *Betula pubescens* and *Salix aurita* can be found.

RARE AND PROTECTED VASCULAR PLANT SPECIES OF EUROPE

Two especially protected species, *Lycopodium annotinum* and *L. clavatum*, can be found in the Reserve. Both species are listed in Annex V of the EC Habitats Directive. Club mosses common in Latvia are found in many places of the Reserve. Both species of club moss are found on drained peat soils in stands several square meters wide. Both species usually spread in wide stands in damaged habitats like drained forests, tracks and roadsides (Vainauska 2005). There are many habitats suitable for the development of club mosses in the reserve, and no negative limiting factors were observed.

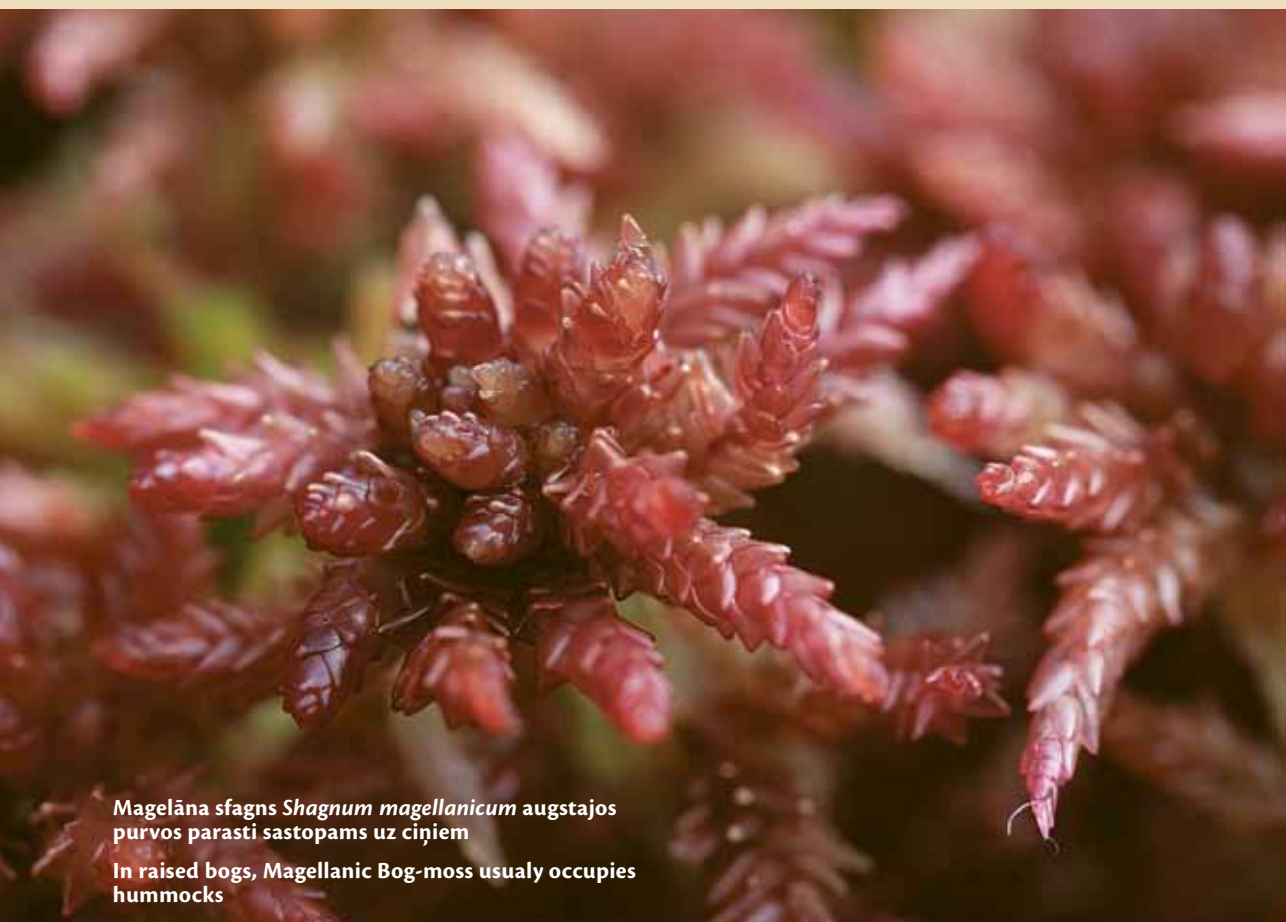
Rūta Sniedze-Kretalova

Latvian Fund for Nature, e-mail: ruta.sniedze@ldf.lv

CHARACTERIZATION OF THE TERRITORY

Rožu Mire Nature Reserve takes up an area of 1,010.2 ha. The Reserve was established in 1987 to maintain an untouched mire ecosystem and a unique landscape for research and education purposes (Anon. 1988). The Reserve was included in the *Natura 2000* network to preserve especially protected bird species and habitats. In 2010 the Management Plan for the territory was developed, mapping of the territory was carried out and vegetation description was provided.

The mire is located in the Augšzeme Upland in an area of forests and agricultural



Magelāna sfagns *Shagnum magellanicum* augstajos
purvos parasti sastopams uz ciņiem

In raised bogs, Magellanic Bog-moss usually occupies
hummocks

Foto/Photo: Māra Pakalne

lands in Sēlija Monticule. Untouched raised bog, transition mire, degraded raised bog and swamp forests form the landscape of the Reserve.

The largest area of the Reserve is Pliksne Mire (1,428 ha). Each part of the Reserve has a different name – Ošānu Mire is located on the north-western part, Riestu Mire lies in the southern part and Rožu Mire in the eastern part of the mire (Avotiņa 2005).

The most part of the peninsula nicknamed „The End of the World” is located in the Pliksne Mire; part of it lays outside the Reserve and, according to the database of Biologically Valuable Grasslands (2007), it is covered with high-quality scarcely wooded meadows, moist meadows, older and recent fallow lands; young lime forests have developed on the slopes. The dominant habitat in Riestu Mire is a raised bog with a hummock–bog-pool complex higher than the transition mire and quagmire complex and degraded raised bog on the eastern side of the Reserve. The raised bog and transition mire on the western side of the Reserve merges with a scarcely wooded quagmire formed by *Menyanthes trifoliata*, *Sphagnum* spp. and *Phragmites australis* which surrounds the brooks running east.

Despite the significant anthropogenic impact, almost the entire area of the Reserve belongs to especially protected habitats of the European Union and Latvia. In total nine habitats of EU importance (Auniņš, red. 2010, Figure 14) and four especially protected habitats of Latvia (Regulations of the Cabinet of Ministers No. 45, Figure 14) are established in the Reserve. In order to prevent the impact of mire drainage on raised bog habitats, in 2012 peat dams were built on drainage ditches, eliminating water outflow and facilitating the regeneration of natural mire vegetation.

VEGETATION AND PROTECTED HABITATS

Forests take up more than half (53%) of the especially protected area of the Reserve. The largest forested area belongs to the habitat „91D0* Bog woodland”, total area: 338.9 ha or 33.5% of the Reserve (Figure 14). A small area (6.7 ha) belongs to the forest habitat „9010* Western taiga” (Appendix 1).

The second most common habitat in the Reserve is mire, which takes up 641.5 ha. Two mire types are represented, i.e. ombrotrophic or raised bogs (572.9 ha) and minerotrophic or transition mires (68.6 ha).

Raised bogs can be found throughout Pliksne Mire, which has apparently developed from many separate mires. Microrelief of hummocks representing vegetation of the Cl. *Oxycocco-Sphagneteta* is very typical to Pliksne Mire. Most of hummocks are up to 30 cm high and usually composed of *Shagnum magelanicum*, *S. fuscum* and *Polytrichum juniperinum*. Vascular plant species such as *Calluna vulgaris*, *Oxycoccus palustris*, *Eriophorum vaginatum*, *Empetrum nigrum* and *Rubus chamaemorus* grow on hummocks. Small *Pinus sylvestris* and *Betula pubescens* are also common to this microrelief.

The microrelief of hummocks–bog-pools is mainly found in Riestu Mire. *Sphagnum cuspidatum*, *Rhynchospora alba*, *Drosera rotundifolia* and *Oxycoccus palustris* grow in the bog-pools, with *Carex limosa* nearby. A micro-landscape of ridge–bog-pools has developed in the central part of Riestu Mire. Small pines grow on the ridge while only *Sphagnum cuspidatum* grows in the bog-pools. The central part of Riestu Mire has been preserved in the most natural state, and open peat indicates that the micro-landscape is still developing. This active area takes up 46 ha and represents the rare habitat „7150 Depressions on peat substrates of the *Rhynchosporion*”. The rest of area belongs to „7110* Active raised bogs” (Figure 14).

After mire drainage, a large area (144.6 ha) of the Reserve is overgrown with young pines. Part of this area is forests and part – the EU protected habitat „7120 Degraded raised bogs still capable of natural regeneration”. The vegetation of this habitat is formed by a layer of dwarf shrubs composed of *Calluna vulgaris*, a herb layer dominated by *Oxycoccus palustris*, *Rubus chamaemorus* and *Eriophorum vaginatum* and a moss layer dominated by *Sphagnum* spp. and *Bryidae*. The peat has mineralized near to drainage ditches. Pines mostly have sharp apexes and wide growth rings which indicate drainage impact and rapid tree growth.

Transition mires take up a significant part (68.6 ha) of the Reserve. The largest part of this habitat is located in the N and NW side of The End of the World. These mires are very wet and they obtain water with dissolved nutrients from groundwater and atmospheric precipitation. Since Riestu and Ošānu Mire in the eastern side of the Nature Reserve are relatively higher than Rožu Mire, the surface water run-off is very significant. The channel established in the Riestu Mire is still in use. Frequent occurrence of *Phragmites australis* in the transition mire indicates the presence of groundwater. The dominant vascular plants in this habitat are *Rhynchospora alba*, *Andromeda polifolia*, *Carex limosa*, *Scheuchzeria palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Oxycoccus palustris* and *Drosera rotundifolia*. Transition mires correspond to the especially protected habitat of the EU „7140 Transition mires and quaking bogs”.

Springs rich in mineral compounds can be found in the NW part of the Reserve, their total area: 260 m². This habitat is composed of wet soil patches with vegetation or with small water run-off in some places; some springfens contain rich iron deposits. Springfen vegetation is formed by *Cirsium oleraceum*, *Thelypteris palustris*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris* and *Sphagnum* spp. and it corresponds to the especially protected habitat of the EU „7160 Fennoscandian mineral-rich springs and springfens”.

The largest part of the mire is affected by drainage, which has caused overgrowth of the open mire, habitat fragmentation and transformation of the landscape. Transpiration from plants increases due to the expansion of pine and heather in degraded areas, thereby increasing the loss of water. Development of the micro-landscape of the mire is hindered or there is no development at all due to mire drainage. There is a possibility that the habitat „7150 Depressions on peat substrates of the *Rhynchosporion*” will become extinct.

PROTECTED AND RARE LICHEN AND VASCULAR PLANT SPECIES OF LATVIA AND EUROPE

Four vascular plant species especially protected in Latvia (*Dactylorhiza incarnata*, *D. maculata*, *Euonymus verrucosa* and *Platanthera bifolia*) and a lichen species *Arthonia byssacea* were found in the Reserve (Regulations of the Cabinet of Ministers No. 45), as well as the especially protected species *Lycopodium annotinum* listed in Annex V of the EC Habitats Directive. All bog-moss species found in the Reserve are listed in Annex V of the EC Habitats Directive. Rare species *Huperzia selago* and *Agrimonia pilosa* (listed in Annex II of the EC Habitats Directive) were found outside the territory of the Reserve.

Several woodland key habitat (WKH) indicator species were also found in the territory, i.e., lichens *Acrocordia gemmata* and *Graphis scripta*, polypores *Clavicornia pyxidata*, mosses *Neckera pennata*, *N. complanata* and *Homalia trichomanoides* and the WKH special lichen species *Arthonia byssacea*.

Mire drainage was the main threat to raised bog habitat conservation in the Reserve. A lot of water run-off occurs as a surface water run-off and via drainage ditches. To protect the nature values of the Rožu Mire Nature Reserve, dams were built on drainage ditches during the EC LIFE project „Raised bogs”.



Dūkstu grīslis *Carex limosa*
Mud sedge

Foto/Photo: Aivars Slišāns



3.



Latvijas purvu dzīvnieki
Invertebrates, Mammals and
Birds in Latvian Mires

Voldemārs Spuņģis, Digna Pilāte

Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte, e-pasts: voldemars.spungis@lu.lvDaugavpils Universitātes Sistemātiskās bioloģijas institūts, e-pasts: digna.pilate@biology.lv

Pētījums veikts četros purvos – Aizkraukles, Aklajā, Melnā ezera un Rožu purvā, pētījuma mērķis ir raksturot purvu bezmugurkaulnieku daudzveidību, konstatēt purva un tam piegulošo biotopu retās sugas, tās ietekmējošos faktorus un sagatavot priekšlikumus to aizsardzībai. Bez mugurkaulnieku izpētei izmantotas augsnes lamas, entomoloģiskais tīkliņš un tiešie novērojumi.

Ar Bārbera tipa amatām četros purvos kopumā ievākts ap 1300 vaboļu, 2000 citu kukaiņu un 2100 citu posmkāju. Kopumā vaboles veido apmēram 24%, plēvspārņi – 37% un pārējie posmkāji – 39% no visiem ievāktajiem posmkājiem.

No vabolēm dominē skrejvaboles (56%), īsspārņi (35%), bet pārējās sugas veido līdz 9% no kopējā vaboļu skaita. No skrejvabolēm dominē *Agonum ericeti* – purva speciālists un ekoloģiski plastiskā *Pterostichus diligens*, kura arī jāuzskata par purvam raksturīgu sugu. Cita skrejvabole – *Pterostichus rhaeticus* – ir augsto purvu speciālists, taču sastopama nelielā skaitā. Purvā visbiežāk sastopamas pēc izmēra sīkas sugas, tas var būt saistīts ar barības pieejamību un paslēptuvju esamību. Pēc ķermeņa izmēra lielākas sugas vairāk apdzīvo purva perifēriju un degradētas purva daļas. Raksturīgs piemērs ir Melnā ezera purva vaboļu sabiedrība. No īsspārņiem izteikti dominē ekoloģiski plastiska suga *Drusilla canaliculata*, kas veido pat līdz 69% no visiem īsspārņiem. Tā jāuzskata par augstajiem purviem raksturīgu sugu. Konstatētas divas purva speciālistu sugas – *Acidota crenata* (tikai viens īpatnis) un lapgrauzis *Lochmaea suturalis*, taču šīs sugas populācijas blīvums ir zems.

Analizējot vaboļu sabiedrības pētītajos purvos, konstatēts, ka Aizkraukles purvā tipiskā augsto purvu biotopā ir būtiski mazāka vaboļu sugu daudzveidība un populācijas blīvums. Tas nav izskaidrojams, balstoties uz esošajiem novērojumiem. Visticamāk, noteicošie faktori ir veģetācijas un mikroreljefa raksturlielumi, jo antropogēna ietekme (nosusināšanas pazīmes) pētītajos parauglaukumos nav konstatēta.

No plēvspārņiem izteikti dominē skudras. Purviem raksturīgas trīs dominējošās skudru sugas: *Lasius niger*, *Myrmica ruginodis* un *M. laevinodis*. Tās veido 94% no plēvspārņu īpatņu skaita. Visas minētās sugas ir ekoloģiski plastiskas. Purva speciālista *Formica gagatoides* populācijas blīvums ir zems. Suga konstatēta visos purvos, izņemot Aizkraukles purvu, un šie dati vēlreiz apliecina Aizkraukles purva specifiskumu. Jāuzsver retās sugas *Harpagoxenus sublaevis* atrašana, kura ir purvos tikpat reto *Leptothorax* spp. ligzdu parazīts. Tas ir otrais atradums Latvijā, iepriekšējais bija Sudas–Zviedru purvā (Spuņģis 2001).

Salīdzinājumā ar Latvijā veiktajiem augsto purvu pētījumiem (Spuņģis 2008) pētītie purvi reprezentē mūsu reģionam tipiskus purvus. Izņēmums ir Aizkraukles purvs, kurā

konstatētas augstajiem purviem raksturīgas sugas, taču to populācijas blīvums ir zems.

Konstatēts arī, ka purva biotopu izmaiņšana – meliorācija un kūdras ieguve – purvam raksturīgo vaboļu sugu sastāvu ietekmē vāji. Pat meliorācijas grāvja tuvumā to skaits bija liels, ieskaitot purva speciālistu – skrejvaboli *Agonum ericeti*. Tas liecina, ka faunai ietekmētajos purva biotopos ir iespējams atjaunoties iepriekšējā – netraucētā stāvoklī. Izstrādātajos purva karjeros ar atsegtu kūdru lamatas netika eksponētas, taču, visticamāk, tādās vietās epigeiskā fauna ir degradēta.

Arī citi konstatētie posmkāji parāda, ka pētītie purvi ir tipiski un pēc sugu sastāva līdzīgi priežu mežu biotopiem. Aizkraukles un Rožu purvā ir samazināts sugu skaits un blīvums. Būtiski, ka zemesvēzis *Gryllotalpa gryllotalpa* ir konstatēts tikai degradētā purvā. Pēc iepriekšējiem pētījumiem, suga ir saistīta ar purvu malas biotopiem un var veidot bagātu populāciju degradētos purvos, piemēram, noraktajā Sedas purvā.

Kopumā purvos ar entomoloģisko tīkļu ievākts ap 4500 kukaiņu un ap 600 zirnekļu. Pētīto purvu lakstaugu–sīkrūmu stāvā dominē divspārņi (apmēram 44%) un plēvspārņi (30% no visiem kukaiņiem), ievērojami mazāk ir puscietspārņi (cikādes, blaktis) – ap 10% un vaboļu – 7%. Citu kukaiņu taksonu sugu ir maz. Zirnekļu skaits ir samērā līdzīgs visos biotopos. Priežu purvajos, kas parasti atrodas purva malās vai ap ūdenstilpēm un kur ir augstāki sīkrūmi (vaivariņi), posmkāju sugu daudzveidība ir augstāka nekā atklātā purvā. Tas izskaidrojams ar to, ka kukaiņiem un zirnekļiem ir lielākas iespējas paslēpties. Līdzīgu ietekmi atstāj meliorācija, kuras rezultātā priežu pieaugums ir lielāks un arī sīkrūmu stāvs ir izteiktāks.

Salīdzinājumā ar pārējiem purviem lapgraužu skaits ir lielāks Aklā ezera purvā, dumbrainī – Aizkraukles purvā, mīgeļu – Aizkraukles un Rožu purvā, trūdodiņu – Melnā ezera un Rožu purvā, tripšu – Aizkraukles un Aklajā purvā. To noteic katra purva specifika.

Lapgrauži ar dominējošo purva speciālistu *Lochmaea suturalis* lielākā skaitā konstatēti tipiskā augstajā purvā ar un bez lāmām un purva malās. To acīmredzot nosaka barības augu – viršu, kārkļu u. c. – pieejamība. Putu cikādes izvēlas galvenokārt atklātus biotopos ar spilvēm, tāpēc tās biežāk sastopamas atklātos purvos un lāmu kompleksos – raksturīgos spilvju biotopos. Lapblusiņas dod priekšroku atklātam tipiskam augstajam purvam, bet citos biotopos ir nelielā skaitā. Skudras izvēlas sausākus biotopus, t. i., priežu purvajus purva malā vai arī degradētas purva daļas.

Nav konstatēta zirnekļu skaita saistība (korelācija) ar kādu no dominējošajām kukaiņu dzimtām, kuru pārstāvji sastopami augstajos purvos. Tas liecina, ka zirnekļi par upuriem izvēlas nevis konkrētu taksonu īpatņus, bet gan tos, kuri nokļūst zirnekļu tīklos.

Nevar skaidri apgalvot, ka purvu meliorācija lakstaugu–sīkrūmu stāva bezmugurkaulniekus ietekmētu negatīvi, tam nav pietiekami daudz pierādījumu.

Apsēkotajos purvos konstatēts, ka purvi ir nozīmīgi tikai aizsargājamu spāru sugu pastāvēšanai (2. pielikums). Spāru sugu daudzveidība ir atkarīga no ūdenstilpju klātbūtnes konkrētajā purvā, ūdenstilpju lieluma un, iespējams, galvenokārt no zivju klātesamības lielākajās ūdenstilpēs. Piemēram, Aklajā purvā ir ezers ar asariem, līdakām un citām zivīm. Plēsīgās zivis atbilstošu upuru (citu zivju) neesamības gadījumā var

Zirgskābeņu zilenītis *Lycaena dispar*

Large copper



Foto/Photo: Voldemārs Spuņģis

barībā izmantot bezmugurkaulniekus, piemēram, spāru un maksteņu kāpurus, vēžveidīgos, kā arī plēsīgo zivju mazuļus. Zināms, ka zivis var samazināt vai pat pilnībā izēst kādas spāru sugas kāpurus purva ūdenstilpē (Henrikson 1988, Pierce 1988).

Aizsargājamu purva biotopu perifērija ir nozīmīga sugu aizsardzībai. Purva malās un purva salu malās bieži aug melnalkšņu un bērzu meži. Atmiruši melnalkšņi un bērzi ir raksturīgs mikrobiotops tādiem saproksilofāgiem kā, piemēram, aizsargājamais vītolu slaidkoksngrauzis *Necydalis major* un, iespējams, arī dabisko mežu indikatorsugām, piemēram, lielajam asmalim *Peltis grossa* u. c. Šis pieņēmums apsekotajos purvos apstiprinājās. Aizsargājamo sugu sastāvs biotopos, kurus tieši neietekmē purva ūdeņi, ir atkarīgs no biotopu tipa. Jo daudzveidīgāki biotopi un jo lielāka to platība, jo lielāka varbūtība konstatēt kādu retu vai aizsargājamu sugu.

GLIEMJU FAUNA AIZKRAUKLES PURVA SALĀS UN APKĀRTNES MEŽOS

Aizkraukles purva salās un apkārtnes mežos veikts arī malakofaunas pētījums un konstatētas 45 gliemju sugas (3. pielikums). Trīs no tām ir saldūdens sugas: sīgliemenes *Sphaerium corneum* un *Sphaerium* sp. un diļgliemezis *Stagnicola* sp. Šajā teritorijā konstatētas deviņas īpaši aizsargājamās sugas: *Bulgarica cana*, *Clausilia bidentata*, *C. cruciata*, *C. dubia*, *C. pumila*, *Cochlodina orthostoma*, *Limax cinereoniger*, *Platyla polita* un *Ruthenica filograna*. Salīdzinājumā ar malakofaunas pētījumu rezultātiem dabas liegumu

„Stiklu purvi” un „Klāņu purvs” mežos (Pilāte 2008a, 2008b) Aizkraukles purva mežos konstatēto gliemju sugu skaits ir gandrīz par pusi lielāks.

Aizkraukles purvs ar melnalkšņu staigājēju mežiem tā malā ievērojams ar to, ka pirmo reizi tur konstatēta Latvijas faunai jauna suga – resnais pumpurgliemezis *Vertigo moulinsiana* (Pilāte 2004). Līdz 2004. gadam literatūras avotos par Latvijas gliemežu faunu *V. moulinsiana* minēta kā Latvijā iespējama suga (Schlesch 1942, Rudzīte 1999). Latvijā pagaidām zināmas trīs resnā pumpurgliemeža atradnes īpaši aizsargājamās dabas teritorijās: dabas liegumos „Mežole”, „Dzilnas dumbbrāji” un „Gruzdovas meži” (Pilāte 2007, Rudzīte et al. 2010). Salīdzinājumā ar pārējām trīs Eiropas Savienības Biotopu un sugu direktīvas II pielikumā iekļautajām *Vertigo* sugām *V. moulinsiana* Latvijā sastopama visretāk (Pilāte 2007, Rudzīte et al. 2010).

Pateicības

Digna Pilāte izsaka pateicību zoologam V. Pilātam un Daugavpils Universitātes studentei S. Znotiņai par palīdzību materiāla ievākšanā un apstrādē.

3.2. LATVIJAS PURVU ZĪDĪTĀJDZĪVNIKI

Valdis Pilāts

Dabas aizsardzības pārvalde, e-pasts: valdis.pilats@daba.gov.lv

Pētījumu gaitā apsekoti astoņi dabas liegumi, kas izveidoti purvu aizsardzībai: 2005. gadā – Cenas tīrelis, Klāņu purvs, Stiklu purvi un Vesetas palienes purvs, 2010. gadā – Aizkraukles purvi un meži (arī 1995. gadā), Aklais purvs, Melnā ezera purvs un Rožu purvs. Apsekotajos dabas liegumos kopumā konstatētas 30 zīdītājdzīvnieku sugas, un vēl 17 Latvijā salīdzinoši bieži sastopamas sugas uzskatāmas par ticami vai iespējami sastopamām vismaz kādā no šiem liegumiem (4. pielikums). Nevienai zīdītājdzīvnieku sugai Latvijā sūnu purvi nav ne vienīgais un pat ne galvenais pamatbiotops. Visā pasaulē nav zināma neviena zīdītājdzīvnieku suga, kas pilnībā būtu atkarīga no purviem (Minayeva et al. 2008).

Purvus dzīvo vai regulāri iekļūst gan mežiem, gan atklātiem, zājainiem biotopiem raksturīgas sugas, kā arī amfibiontās sugas un sugas, kas apdzīvo dažādus biotopus. Tā kā Latvija atrodas mežu zonā, no šīm ekoloģiski samērā plastiskajām sugām purvos visplašāk pārstāvētas ir tieši mežu sugas. Teorētiski ir iespējama visu Latvijā sastopamo sauszemes zīdītājdzīvnieku sugu (61) vismaz īslaicīga uzturēšanās purvu biotopos. Acīmredzot ir tikai dažas sugas, kas izvairās no purvu biotopiem, piemēram, eži, kurmis, susuri (Tauriņš 1982).

Dažas no Latvijā visbiežāk sastopamajām sīko zīdītāju sugām ir meža cirslis *Sorex araneus* un mazais cirslis *S. minutus*. Abas sugas konstatētas arī dažādos purvu biotopos, t. sk. purvu atklātajās daļās (tur gan daudz retāk nekā mežainajās purvu daļās). Vēl viena sīko zīdītāju suga, kas apdzīvo dažādus, galvenokārt skrajus meža biotopus, ir meža sicista *Sicista betulina*. Latvijā tā atrasta zājainās Engures ezera salās un Sudas purvā

sūnu purva atklātajā daļā (Tauriņš 1982). Lietuvā suga atrasta arī zāļainā purvu biotopā (Juškaitis 2004).

Dzeltenkakla pele *Apodemus flavicollis* – otra parastākā meža peļveidīgo grauzēju suga, kas bieži sastopama arī atklātos biotopos, – purvainos biotopos atrodama relatīvi retāk. Tas saistīts ar to, ka skuju koku mežos šī pele sastopama ļoti reti (Tauriņš 1982). Aizkraukles purvā tā konstatēta gan slapjajos lapu koku (bērzu un melnalkšņu) mežos robežjoslā starp atklāto purva daļu un piegulošajiem mežiem, gan platlapju mežā, kas aug uz purva salas.

Gan zāļainus meža biotopus, gan mitras un pārpurvotas pļavas un krūmājus apdzīvo tumšā strupaste *Microtus agrestis*. Iespējams, tā Latvijā, t. sk. purvainos biotopos, izplatīta nevienmērīgi. Tā ir relatīvi bieži sastopama suga Kamanu dabas rezervāta purva biotopos (Mačiulis 2002), kā arī Bažu purvā (Brauna, nepubl. materiāli), bet nav konstatēta citviet Latvijā (purvu izpētes projektu ietvaros).

Vairākas sikspārņu sugas lido baroties virs ūdeņiem, t. sk. purvu ezeriem. Tie parasti nodrošina bagātīgu kukaiņu faunu – barības objektus, kas pievilina sikspārņus, galvenokārt ziemeļu sikspārni *Eptesicus nilsoni*, Natūza sikspārni *Pipistrellus nathusii* un ūdeņu naktssikspārni *Myotis daubentonii*. Tomēr pie purva lāmām sikspārņi nav konstatēti. No purva atklātās daļas sikspārņi izvairās līdzīgi kā no atklātām lauksaimniecības zemēm. Latvijā biežāk sastopamās mežiem raksturīgās sikspārņu sugas (ziemeļu sikspārnis, brūnais garausainis *Plecotus auritus*, rūsганais vakarsikspārnis *Nyctalus noctula*) apdzīvo vai vismaz epizodiski apmeklē purvainos mežus un uz purvu salām augošos mežus. Vecajās mežaudzēs, kur daudz dobumaino koku, sikspārņiem pieejamas piemērotas dienas slēptuves – dobumi un spraugas koku stumbros un zem mizas. Tā kā vairums Latvijā sastopamo sikspārņu sugu veic sezonālas migrācijas, to klātbūtne purvos var būt arī tikai sezonāla, t. i., tikai migrāciju laikā.

Tipiska mežu suga, kurai otra nozīmīgākā dzīvotne ir atklātie purvi, ir baltais zaķis *Lepus timidus*. Tā ir viena no zīdītājdzīvnieku sugām, kas sava areāla ziemeļu daļā apdzīvo tundras apgabalu, bet areāla dienvidu daļā bez mežiem apdzīvo arī tundrai līdzīgo biotopu – augsto purvu. Piemēram, Lietuvā tas tiek uzskatīts par retu sugu un tipisku augsto purvu iemītnieku (Švažas et al. 1999).

Latvijas mežiem visraksturīgākā sīko zīdītāju suga – meža strupaste *Myodes glareolus* – sastopama arī dažādos purvu biotopos. Aizkraukles purvā tā ir dominējošā sīko zīdītāju suga mežainajos purva biotopos. Tā sastopama arī purva atklātajā daļā, bet galvenokārt mežu tuvumā.

Sīko grauzēju nelielais blīvums purvu biotopos, t. i., galveno barības objektu trūkums, ir iemesls mazo un vidēji lielo plēsēju retajai klātbūtnei atklātajos purvu biotopos; kā relatīvi biežāk sastopama suga minēta vienīgi jenotsuns *Nyctereutes procyonides* (Nikolayev 2006), kas ir tipiska visēdāja suga. Zebiekstes *Mustela nivalis*, sermuļa *M. erminea*, seska *M. putorius*, meža caunas *Martes martes* un lapsas *Vulpes vulpes* izplatība galvenokārt saistīta ar mežainajām purvmalām.

Purvi kā nozīmīgs barošanās biotops ogu laikā kalpo lāčiem *Ursus arctos* (Hallanaro & Pylvänäinen 2002, Nikolayev 2006) un acīmredzot arī citiem plēsējiem, it īpaši lapsām, jenotsuņiem un meža caunām, kuru barības klāstā ogas ieņem nozīmīgu vietu. Piemēram, rudenī ogu laikā lācis novērots Aklajā purvā (Golovackis, pers. ziņ.) un Oļļas purvā (Auniņa, pers. ziņ). Lāčiem un citiem lielajiem plēsējiem purvi kalpo arī kā patvēruma vietas no cilvēku radītā traucējuma – galvenokārt medībām un mežizstrādes (Nikolayev 2006).

Daudzos purvos regulāri uzturas vilki *Canis lupus* un reizēm ieklist arī lūši *Lynx lynx*. Mednieki ievērojuši, ka vilki galvenokārt medī purviem piegulošajos mežos, bet purvs tiem kalpo kā atpūtas vieta. Tikai ogu laikā, kad purvu apmeklē daudz ogotāju, vilki purvus parasti pamet. Raksturīgi, ka lūši, un it īpaši vilki, bieži uzturas purvu malās, kā arī izmanto grūti pieejamās minerālaugsnes saliņas purvos atpūtai un vairošanās mērķu ierīkošanai. Lūsis ir tipisks boreālo mežu iemitnieks, kas apdzīvo lielākus mežu masīvus. Savukārt vilks ir ekoloģiski plastiskāka suga, kas spēj izdzīvot pat intensīvas lauksaimniecības apstākļos un kas biežāk novērota arī purvu biotopos.

Purvos parasti sastopamas četras pārnadžu sugas. Visbiežāk tajos uzturas aļņi *Alces alces*, kas tur barojas ar tādiem purvu lakstaugiem kā trejlapu puplaksis *Menyanthes trifoliata*, purva vārnkāja *Comarum palustre*, purva kazroze *Epilobium palustre*, spilves *Eriophorum* spp., grīšļi *Carex* spp., kosas *Equisetum* spp. un parastā vīgrieze *Filipendula ulmaria*, kā arī dažādu sugu kārkliem *Salix* spp. Raksturīgi, ka aļņi vasarā galvenokārt uzturas zemajos purvos, bet ziemā – augstajos (Nikolayev 2006). Pārējās pārnadžu sugas no mitrāju biotopiem priekšroku dod mežainajiem purviem. Stirnas *Capreolus capreolus* galvenokārt uzturas purvainajos priežu mežos ar skraju zemsedzi, kur ir vieglāk izkasīt gulvietas.

Vasarā, it īpaši karstajās dienās, par mežacūku *Sus scrofa* iecienītu uzturēšanās vietu kļūst dumbrajū josla, kas izveidojusies starp purvu un apkārtējiem mežiem, t. sk. aptver purva minerālaugsnes salas. Tas ir novērots, piemēram, Aizkraukles purvā, kā arī Girutišķu purvu kompleksā Lietuvā (Švažas et al. 1999). Tur mežacūkas ierīko dubļu vannas, tādējādi pasargājoties no karstuma un ektoparazītiem.

Staltbriežiem *Cervus elaphus* purvi galvenokārt kalpo kā pārvietošanās koridori un īslaicīgas slēptuves.

Līdz ar lauksaimniecības attīstību Latvijas teritorijā ieviesušās arī vairākas zīdītājdzīvnieku sugas: pelēkais zaķis *Lepus europaeus*, lauku strupaste *Microtus arvalis*, svītrainā klaidoņpele *Apodemus agrarius* un pundurpele *Micromys minutus* (Tauriņš 1982). Pirmās trīs no tām apdzīvo arī purvainos biotopus, turklāt svītrainā pele Aizkraukles purvā kā dominējošā suga bijusi gan purva atklātajā daļā, gan melnalkšņu dumbrajā, kas ietver Lūžņu salu. Savukārt dabas liegumā „Melnā ezera purvs” svītrainā pele atrasta purvainā priežu mežā ar izteiktu sīkkrūmu (vaivariņu un zileņu) stāvu. Aizkraukles purva zāļainie biotopi acīmredzot ir pastāvīga uzturēšanās vieta lauku strupastēm. Iespējams, tie ir viens no dabisko biotopu veidiem, ko šī suga apdzīvoja Latvijā, pirms cilvēks izveidoja agroceņozes.

Ja purvos ir dabiskas ūdensteces un ezeri vai ja tajos ir meliorācijas grāvji, purvos ieviešas arī ar ūdeņiem cieši saistītas zīdītāju sugas: ūdenscirslis *Neomys fodiens*, bebrs *Castor fiber*, ūdrs *Lutra lutra* un Amerikas ūdele *Mustela vison*.

Meliorācijas grāvji ir galvenais priekšnoteikums bebru klātbūtnei vairumā purvu. Bebri uzskatāmi par purviem neraksturīgu sugu, to klātbūtni veicinājusi cilvēku saimnieciskā darbība – purvu nosusināšana. Neietekmētos purvu biotopos bebbriem parasti nav resursu ne barībai, ne slēptuvju, t. sk. midzeņu, ierīkošanai. Izrokot grāvjus purvos, to krastos sāk augt bebbriem vajadzīgā krūmāju un lapukoku veģetācija, kūdras uzbērumi grāvju krastos ir piemērota vieta alu rakšanai. Savukārt grāvji kā lineāri ainavas elementi atvieglo bebbriem pārvietošanos pa teritoriju. Zemes meliorācija tiek uzskatīta par vienu no galvenajiem antropogēnajiem faktoriem, kas veicinājis bebru populācijas straujo pieaugumu Latvijā (Balodis 1990).

No dabas aizsardzības viedokļa bebru klātbūtne lieguma teritorijā lielākoties uzskatāma par pozitīvu: bebru darbība radījusi jaunu dzīves telpu koksņē dzīvojošajām, tai skaitā retajām, bezmugurkaulnieku sugām, un, aizdambējot meliorācijas grāvjus, tie mazina ūdens noteci no purva. Bez tam iznīkušo mežaudžu vietā parasti izveidojas ar krūmiem aizauguši zāļaini biotopi, kuros var ieviesties atklātām vietām raksturīgās augu un dzīvnieku sugas.

Atsevišķās vietās kā bebru darbības negatīvs aspekts minama ūdens līmeņa paaugstināšana ezeros. Tā rezultātā izzudušas retas augu sugas – Dortmana lobēlija *Lobelia dortmanna* Velnezērā un Seklenes ezerā (DL „Stiklu purvi”) un Lēzeļa lipare *Liparis loeselii* pie Pūricu ezera (Gaujas NP).

Acīmredzot, pateicoties bebru darbībai, daudzos purvos, kur nav dabisku ūdensteču, vismaz sezonāli sastopami ūdri. Tie apdzīvo visu veidu ūdenstilpes un tos piekrastes biotopus, kur atrodama barība un drošas slēptuves atpūtai un midzeņu ierīkošanai. Tās galvenokārt ir ūdensteces ar kokiem un krūmiem noaugušiem krastiem. Viena pieauguša ūdra dzīves iecirknis ietver šauru (maksimāli līdz 100 m no krasta) piekrastes joslu, kas var stiepties gar ūdensteci vairāku (līdz pat 20–30) kilometru garumā. Retāk ūdri apdzīvo atklātās nosusināšanas sistēmas jeb grāvjus, kā arī ezerus. Pie tam ūdri labprāt apmetas tajos grāvju posmos, kurus apdzīvo bebbri, ierīkojot aizsprostus. Sala laikā ūdens biotopi, kam izveidojas pastāvīga ledus kārtā (galvenokārt netekoši un lēni tekoši ūdeņi), kļūst ūdriem nepiemēroti un ūdri pārceļo uz lielākām un straujākām ūdenstecēm (Ozoliņš 1999).

Tai pašā laikā bebru darbība, iespējams, veicinājusi Amerikas ūdeles *Mustela vison* ieviešanos. Tā ir introducēta suga Latvijas teritorijā un uzskatāma par nevēlamu faunas elementu. Tās izplatīšanās ir bijis viens no Eiropas ūdeles *Mustela lutreola* izušanas iemesliem.

3.3. ĪPAŠI AIZSARGĀJAMO PUTNU FAUNA DABAS LIEGUMOS

Aivars Petriņš, Edmunds Račinskis

Latvijas Universitātes Zooloģijas muzejs, e-pasts: aivars.petrins@lu.lv

Latvijas Dabas fonds, e-pasts: edmunds@ldf.lv

2010. gadā veikta četru purva liegumu ornitoloģiskā izpēte, atzīmējot arī zināmos agrākos apsekojumus, apskatītas autoriem pieejamās ziņas par īpaši aizsargājamo putnu sugu faunu katrā teritorijā un atsevišķi pa sugām. Dabas liegumos „Melnā ezera purvs”, „Rožu purvs”, „Aklais purvs” un „Aizkraukles purvs un meži” mūsdienās konstatētas pavisam 33 īpaši aizsargājamās putnu sugas, kas iekļautas Eiropas Savienības Putnu direktīvas 1. pielikumā. Kopējais aizsargājamo sugu skaits katrā teritorijā atsevišķi ir līdzīgs (attiecīgi 18, 15, 22 sugas un 21 suga). Visās četrās teritorijās sastaptās sugas ir rubenis *Tetrao tetrix* (kopējais skaita vērtējums 10–32 ♂♂), mednis *Tetrao urogallus* (5–17 ♂♂), zivjērglis *Pandion haliaetus* (3–8 pāri), dzērve *Grus grus* (23–39 pāri) un melnā dzilna *Dryocopus martius* (7–14 pāri). Citas aizsargājamās meža un purva putnu sugas, kas atzīmētas trijos no četriem liegumiem, ir mežirbe *Bonasa bonasia* (26–48 pāri), melnais stārķis *Ciconia nigra* (0–3 pāri), niedru lija *Circus aeruginosus* (0–4 pāri), dzeltenais tārtiņš *Pluvialis apricaria* (11–16 pāri), purva tilbīte *Tringa glareola* (15–23 pāri), vakarlēpis *Caprimulgus europaeus* (16–53 pāri), baltmuguras dzenis *Dendrocopos leucotos* (4–11 pāri), trīspirkstu dzenis *Picoides tridactylus* (6–12 pāri), sila cīrulis *Lullula arborea* (1–9 pāri) un mazais mušķērājs *Ficedula parva* (31–62 pāri).

Dabas liegumā „Melnā ezera purvs” vai tiešā tā tuvumā konstatētas 18 putnu sugas, kas iekļautas ES Putnu direktīvas 1. pielikumā (5. pielikums). Lielākā daļa šo sugu ir neregulāri ligzdotāji ar niecīgām populācijām vai sastopami caurceļošanas laikā, tomēr kopējā īpaši aizsargājamo putnu sugu daudzveidība tik mazā un maz pētītā teritorijā ir salīdzinoši augsts rādītājs. Teritorijā nozīmīgākā pastāvīgi ligzdojošo sugu grupa ir purva putni.

Purva tilbītes populācijas lielums dabas liegumā „Melnā ezera purvs” 2002. gadā novērtēts kā 7–10 ligzdojoši pāri. Atkārtota apsekošana 2010. gadā liecina par līdzīgu purva tilbīšu skaitu (4–8 pāri). Daļa no vietējās purva tilbīšu populācijas, iespējams, ligzdo ārpus dabas lieguma – blakus esošajos vēl nenoraktā purva biotopos.

Ievērojamā skaitā liegumā ligzdo arī dzērves. 2010. gadā atrastas trīs ligzdas ar olām, un vēl dažās vietās novēroti ligzdojoši pāri (kopējais pāru skaita vērtējums: 5–8). Augstais ligzdojošās populācijas blīvums šai sugai, līdzīgi kā purva tilbītei, var būt skaidrojams ar to, ka uz apkārtējo degradēto kūdras izstrādes lauku fona liegumam ir piemērota biotopa salas efekts. Attālums starp divām tuvākajām dzērviņu ligzdām 2010. gadā bija tikai 90 m. Novēroti arī neligzdotāji.

Liegumā daļēji ietilpstošos bijušajos kūdras ieguves laukos, kas ir applūduši un aizaug, veidojas vairāku retu vai īpaši aizsargājamo ūdensputnu sugu ligzdošanai

piemēroti apstākļi. Lai gan šis ir dabiskiem purviem lielākoties neraksturīgas sugas un kopējais pāru skaits katrai sugai ir mazs, to klātbūtne palielina sugu daudzveidību liegumā. Ar aizaugošām ūdenstilpēm Melnā ezera purvā saistītas tādas sugas kā lielais dumpis *Botaurus stellaris*, ziemeļu gulbis *Cygnus cygnus*, niedru lija, ormanītis *Porzana porzana*, mazais ormanītis *Porzana parva*, kā arī dzērve.

Par spīti mazajai platībai un degradācijas pakāpei, Melnā ezera purvs (ieskaitot vēl nenoraktās platības ārpus dabas lieguma robežām) ir nozīmīga teritorija purvos ligzdojošajiem putniem, īpaši dzērvei un purva tilbītei. Teritorijas aizsardzības vērtība, iespējams, jāskata kontekstā ar aptuveni 3 km netālu esošo Cenas tīreļa dabas liegumu, kas veido plašāka un citur ārpus abiem dabas liegumiem stipri degradēta purvu kompleksa kodolu. Melnā ezera purva nenoraktā daļa ir Cenas purvam tuvākā salīdzinoši dabiskā purva dzīvotņu sala, un starp šīm vietām iespējama savstarpēji papildinoša putnu populāciju apmaiņa.

Dabas liegumā „Rožu purvs” vai tiešā tā tuvumā konstatētas 15 putnu sugas, kas iekļautas ES Putnu direktīvas 1. pielikumā (5. pielikums). Tā kā dominējošais biotopa veids visā *Natura 2000* teritorijā „Rožu purvs” ir augstais purvs, tad teritorijai nozīmīgākā sugu grupa ir purva putni, ko Rožu purvā pārstāv rubenis, dzērve, dzeltenais tārtiņš un purva tilbīte.

Dabas liegums „Rožu purvs” (ar 1–3 pāriem) un blakus esošais „Gargrodes purvs” (2 pāri) kopā veido zivjērgļu ligzdošanas koncentrāciju, kam ir vismaz valsts līmeņa aizsardzības nozīme. Pēc kopējā pāru skaita abi liegumi ir salīdzināmi ar citām zivjērgļu ligzdošanas koncentrācijas vietām Latvijā, kas atzītas par starptautiski nozīmīgām (Račinskis 2004), piemēram, Ķemeru nacionālo parku (3–5 pāri) un Sātiņu zivju dīķiem (4–5 pāri).

Lai gan dabas liegums „Rožu purvs” ir izveidots primāri purva putnu aizsardzībai un meža biotopu īpatsvars teritorijā ir neliels, šīs vietas nozīmi vairāku meža putnu sugu saglabāšanai vismaz vietējā mērogā nedrīkst novērtēt par zemu. Dabiski un netraucēti meži dabas lieguma nomalēs dod būtisku patvērumu, barošanās un ligzdošanas resursus vismaz astoņām Eiropas Savienības nozīmes īpaši aizsargājamām putnu sugām, tostarp melnajam stārķim, mednim, mežirbei, melnajai dzilnai un mazajam mušķērājam.

Dabas liegumā „Aklais purvs” konstatētas 22 putnu sugas, kas iekļautas ES Putnu direktīvas 1. pielikumā (5. pielikums). Tā kā dominējošie biotopu veidi visā *Natura 2000* teritorijā „Aklais purvs” ir purvi un meži, tad teritorijai nozīmīgākās ir tajos mītošās putnu sugas. Purva daļā raksturīgākās sugas ir rubenis, dzērve, dzeltenais tārtiņš, bet meža daļā – mednis, mežirbe, bikšainais apogs *Aegolius funereus*, urālpūce *Strix uralensis*, melnā dzilna un trīspirkstu dzenis. Vairākas sugas, piemēram, zivjērglis un jūras ērglis *Haliaeetus albicilla*, izmanto ne tikai dabas lieguma teritoriju, bet barojas arī blakus platībās. Šī ir vienīgā no četrām purvu *LIFE* projekta teritorijām 2010. gadā, kurā nav konstatēta purva tilbīte. Viens no varbūtējiem iemesliem – purva biotopi šeit ir sugai nepiemēroti, jo trūkst lāmu un ezeriņu ar klajiem krastiem.

Aklais purvs ir atzīts par *Natura 2000* kritērijiem atbilstošu, tātad valsts un starptautiskā mērogā nozīmīgu bikšainā apoga un jūras ērgļa ligzdošanas vietu. Bikšainais apogs ligzdošanai izmanto melno dzilnu kaltus dobumus, tāpēc ir saistīts ar veciem mežiem un lielu izmēru dobumainiem kokiem. Liegumā ir labi pārstāvētas šai sugai raksturīgās dzīvotnes – priežu meži kopā ar dabiskiem un maz skartiem purvu biotopiem. Teritorijas sākotnējā aizsardzības nozīme ligzdojošo zivjērgļu koncentrācijai dabas liegumā mūsdienās var būt sarukusi līdz ar apdzīvoto ligzdu skaita samazināšanos.

Dabas liegumā „Aizkraukles purvs un meži” vai tiešā tā tuvumā konstatēta 21 putnu suga, kas iekļauta ES Putnu direktīvas 1. pielikumā (5. pielikums). Atbilstoši dominējošajiem biotopu veidiem dabas lieguma teritorijā (augstais purvs un daudzveidīgas mežaudzes ar ievērojamām slapjo mežu platībām) ar nozīmīgām populācijām līdzvērtīgi pārstāvētas divas īpaši aizsargājamo putnu sugu grupas – purva putni un meža putni.

Skaitliski nozīmīgākās Aizkraukles purvā un mežos ligzdojošās putnu sugas, kurām šī teritorija ir vismaz valsts nozīmes ligzdošanas vieta, ir dzērve, dzeltenais tārtiņš, purva tilbīte, mežirbe, urālpūce, vidējais dzenis *Dendrocopos medius*, baltmuguras dzenis, trīspirkstu dzenis un mazais mušķērājs.

Pateicības

Ievērojamu ieguldījumu rakstā apskatīto dabas liegumu putnu faunas izpētē, piedaloties lauka darbos 2010. gadā, devuši D. Drazdovskis un J. Reihmanis. Vērtīgas papildu ziņas snieguši A. Kalvāns un J. Lipsbergs.



Viena no raksturīgākajām purva putnu sugām – rubenis *Tetrao tetrix*

Black Grouse is one of the most typical raised bog bird species

Foto/Photo: Aivars Petriņš

Voldemārs Spunģis, Digna Pilāte

University of Latvia, Faculty of Biology, e-mail: voldemars.spungis@lu.lv

University of Daugavpils, Institute of Systematic Biology, e-mail: digna.pilate@biology.lv

Research was performed in four mires – Aizkraukle Mire, Aklais Mire, Melnais Lake Mire and Rožu Mire, and the goal of this research was to characterise the diversity of invertebrates, to determine rare and protected species in these mires and surrounding habitats, to determine the factors affecting them, and to draw up recommendations for conservation. Pitfall traps, entomological sweep net and direct observations were used to study invertebrates.

In total, approx. 1,300 beetles, 2,000 other insects and 2,100 other arthropods were collected in pitfall traps. Beetles constituted 24%, hymenopterans 37% and arthropods – 39% of all collected specimens.

The majority of beetles were ground beetles (56%), followed by row beetles (35%); the rest of taxa constituted 9% of the total number of beetles. Bog specialist species *Agonum ericeti* and ubiquitous species *Pterostichus diligens* dominated, the latter also being common in mires. *Pterostichus rhaeticus* is a bog specialist species, but it was found in smaller numbers. Small ground beetles were more common in bogs, probably because of limited food resources and shelter. Larger beetles mainly inhabited bog periphery and degraded areas. Beetle community in Melnais Lake Mire is a typical example of that. *Drusilla canaliculata* is a ubiquitous species and dominated (69%) among row beetles. The species is characteristic of mires. Bog specialist species *Acidota crenata* was found once. Leaf beetle *Lochmaea suturalis* also is a bog specialist species, but its population density was low.

Analysis of data on beetle communities showed that diversity of beetles and population density in typical bog habitats in Aizkraukle Mire was significantly lower than in others. That cannot be properly explained based on current observations. Most probably, vegetation and micro-habitat properties are the determinant factors as the sample plots were free of anthropogenic impact – namely melioration.

Ants dominated among hymenopterans. *Lasius niger*, *Myrmica ruginodis* and *M. laevinodis* are characteristic of mires and constituted 94% of the specimens. These species are ubiquitous. *Formica gagatoides* is a bog specialist species, but its population density was low. The species was found in three of four mires, except Aizkraukle Mire. Record of *Harpagoxenus sublaevis* should be emphasised because this species is a nest parasite of another rare species in mires, *Leptothorax* spp. This is the second record of *Harpagoxenus sublaevis*; previously it has been found in Suda-Zviedru Mire (Spunģis 2001). These data prove that Aizkraukle Mire stands out among the others. Compared

to previous studies (Spunģis 2008), we can argue that the studied mires are typical of our region. Aizkraukle Mire is an exception – species characteristic of mires can be found here, but in low density.

It was also discovered that melioration and old peat extraction sites have little effect on the composition of species. Even near the melioration ditch the number of beetles was high, including bog specialist species ground beetle *Agonum ericeti*. It proves that the invertebrate fauna may recover close to natural conditions rather fast. Pitfall traps were not exposed in excavated bogs with open peat, but epigeic fauna most probably is degraded there.

Other invertebrates also indicated that the studied mires are typical of our region and similar to Scotch pine habitats. However, a number of species' population densities were lowed in Aizkraukle Mire and Rožu Mire. Mole cricket *Grylotalpa grylotalpa* was found only in degraded bog areas. Previous research has shown that this species can be linked with bog margins and may establish rich populations in degraded bogs, for instance, in the excavated Seda Mire.



Spilgtā purvuspāre *Leucorrhinia pectoralis*
Yellow-spotted whiteface

Foto/Photo: Voldemārs Spunģis

In total, approx. 4,500 insects and 600 spiders were collected in mires using the entomological sweep net. Dipterous insects (44%) and hymenopterans (30% of all insects) dominated the herbaceous shrub layer. Hemipterans (leaf hoppers, true bugs) constituted only 10% and beetles – only 7% of all insects. The numbers of other taxa were low. The number of spiders was similar in all habitats. The numbers and diversity of arthropods were higher in pine bogs situated in the periphery of mires or near water bodies and on sites with higher shrubs (Marsh Labrador tea). That can be explained by the presence of more hiding places for insects and spiders. Melioration of mires facilitates the growth of trees and shrubs and thus affects arthropods favourably.

Compared to other mires, there were more leaf beetles in Aklais Mire, more marsh beetles in Aizkraukle Mire, more biting midges in Aizkraukle Mire and Rožu Mire, more dark-winged fungus gnats in Melnais Lake Mire and Rožu Mire, and more thrips in Aizkraukle and Aklais Mire. Peculiarities of each particular mire are the explanation for that.

Leaf beetles with dominating bog specialist species *Lochmaea suturalis* were found in larger numbers in typical raised bogs and some peripheral habitats. Availability of food plants – heathers, willows etc. – is the reason for that. Froghoppers choose habitats with tussock cottongrass; therefore, they were more common in open bogs and along water bodies – the characteristic habitats. Jumping plant lice prefer a typical open bog, they can rarely be observed in other habitats. Ants choose dryer habitats, for instance pine bogs in periphery or degraded bog areas.

No significant correlation between spiders and dominating insect groups in the mires was found. That indicates that spiders do not choose specific prey, they consume any available insect captured in the nets.

No definite proof has been found that melioration negatively affects invertebrates of the herbaceous shrub layer.

It was determined that the studied mires are important for conservation of protected species of dragonflies (Appendix 2). The diversity of dragonflies depends on the presence and size of water bodies, and, probably, the presence of fish in the largest water bodies. For example, perch and pike can be found in a lake in Aklais Mire. In case of absence of other fish species, predatory fish may feed on invertebrates, for example, larvae of dragonflies and caddisflies, crustaceans and smaller predatory fish. Predatory fish may significantly reduce and completely destroy dragonfly populations (Henrikson 1988, Pierce 1988).

Periphery of protected mire habitats is important for conservation of some species. Black alder and birch forests often grow on bog margins and serve as habitats for saproxylophagous insects, for example, longhorn beetle *Necydalis major* and, probably also serve as indicators of natural forests, for example, bark-gnawing beetle *Peltis grossa* and others. This assumption was proved in the studied mires. Composition of protected species in habitats that do not depend on the

presence of water bodies depends on the type of the habitat. The more diverse the habitats are and the larger they are, the more significant the probability to find rare or protected species is.

Research of malacofauna showed that in total 45 mollusc species live in the forests growing on mineral soil islands of Aizkraukle Mire and its surrounding areas (Appendix 3). Three of them are freshwater species: bivalve molluscs *Sphaerium corneum* and *Sphaerium* sp. and the pond snail *Stagnicola* sp. Nine protected species – *Bulgarica cana*, *Clausilia bidentata*, *C. cruciata*, *C. dubia*, *C. pumila*, *Cochlodina orthostoma*, *Limax cinereoniger*, *Platyla polita* and *Ruthenica flograna* were found in the area. Forests of the Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve contain almost twice as many species as forests of other reserves, e.g. Stikli Mire and Klāņi Mire (Pilāte 2008a, b).

Aizkraukle Mire with its black alder swamp is noteworthy because a new species of Latvia's mollusc fauna – Desmoulins' whorl snail *Vertigo moulinsiana* – was found there for the first time in 2004 (Pilāte 2004). Up to that moment, *V. moulinsiana* was described as a possible species of Latvia's snail fauna (Schlesch 1942, Rudzīte 1999). Up to now, Desmoulins' whorl snail has been found in only four nature reserves in Latvia – Mežole, Dzilna Swamp Forests, Gruzdova Forests and Aizkraukle Mire and Forests. Compared to other three *Vertigo* species listed under Annex II of the EU Habitats Directive, *V. moulinsiana* is the rarest (Pilāte 2007, Rudzīte et al. 2010).

Acknowledgements

Digna Pilāte would like to say thanks to Valdis Pilāts and Santa Znotiņa for the help in collecting and processing the material.

3.2

MAMMALS

Valdis Pilāts

Nature Conservation Agency, e-mail: valdis.pilats@daba.gov.lv

During the study, eight nature reserves created to protect mires were surveyed: in 2005 – Cena Mire, Klāņu Mire, Stiklu Mire and Veseta Floodplain Mire, in 2010 – Aizkraukle Mire and Forests (also in 1995), Aklais Mire, Melnais Lake Mire and Rožu Mire. Altogether 30 species of mammals were recorded in the surveyed eight reserves. Another 17 rather commonly distributed species in Latvia were assumed to be present or probable in at least one of these reserves (Appendix 4). However, raised bogs are neither the only nor the main habitat for any of the named species. There are no mammal species known in the world that would be entirely dependent on peatlands (Minayeva et al. 2008).

Mires are inhabited or regularly visited by mammal species natural to forests or open grasslands, as well as by amphibiotic species and species dwelling in different

habitats. As Latvia is located in the forest vegetation zone, species natural to forests are most widely represented in mires as well. Most of Latvian mammals are ecologically plastic species. Therefore, it is theoretically possible that all of 61 Latvian terrestrial mammal species visit mire habitats at least temporarily. Apparently there are only a few species that avoid mire habitats, such as hedgehogs, moles and dormice (Tauriņš 1982).

The common shrew *Sorex araneus* and pygmy shrew *S. minutus* are among the most common small Latvian mammal species. Both species dwell in woodlands and grasslands, dry and wet habitats alike. Both species were also found in various mire habitats, including open parts (yet woodlands of mires are preferred). The Northern birch mouse *Sicista betulina* is another small mammal species that inhabits various, mostly sparse forest habitats. In Latvia it was also found on grassy islands of Lake Engure and in open parts of raised bogs (the Suda-Zviedru Mire) (Tauriņš 1982).

The yellow-necked mouse *Apodemus flavicollis* – the second most common small mammal species in forests and quite common in grassy habitats – was found less frequently in mire habitats. This is due to its general habit to prefer deciduous forests instead of coniferous. In Aizkraukle Mire, *A. flavicollis* was detected in a wet deciduous (birch and alder) forest ecotone between the open mire and the adjacent forests, as well as in broadleaf forests on the bog island.

The field vole *Microtus agrestis* mainly dwells in grassy forest habitats, moist and wet grasslands and brushwood. It is probably unevenly distributed in Latvia, especially in wetland habitats. The field vole is relatively common in Bažu Mire (I. Brauna, unpublished data) and in mire habitats of the Kamanos Reserve in Lithuania (Mačiulis 2002), but was not found in our study areas.

Dwelling in different habitats is also characteristic of the majority of bat species in Latvia. During the daylight they hide themselves in buildings and tree hollows, but when foraging, depending on species, they can fly for several kilometers (even up to 20–30) away from the rest sites (e.g. de Jong 1994). Several species of bats fly over the water to feed, including bog lakes. Water bodies usually provide a rich insect fauna which in turn attracts bats, mainly the northern bat *Eptesicus nilsoni*, Nathusius' pipistrelle *Pipistrellus nathusii* and Daubenton's bat *Myotis daubentonii*. However, at the bog-pools bats were not recorded. Besides, bats avoid exposed parts of the mire in the same way they do not fly over open farmland. The most common forest-specific bat species (northern bat, common noctule *Nyctalus noctula* and common long-eared bat *Plecotus auritus*) inhabit or occasionally visit wet forests, as well as forests growing on mineral soil islands. In old-growth forests, with many hollow trees, bats can find suitable hiding places – holes, gaps in tree trunks and under the bark. Since the majority of Latvia's bat species perform seasonal migrations, their presence in mires can also be seasonal, i.e. only during migration.

The mountain hare *Lepus timidus* is a typical forest species for which the mire is

the second most important habitat. It is one of those mammal species which inhabit tundra in the northern part of its range, but the tundra-like habitats – raised bogs – in southern part of its range. For example, in Lithuania it is regarded as rare species and a typical inhabitant of raised bogs (Švažas et al. 1999).

The bank vole *Myodes glareolus* is the most common small mammal species in Latvia's forests and can also be found in various mire habitats. In Aizkraukle Mire it was the dominant small mammal species in forested bog habitats. Bank vole also was caught in the open part of the bog, although usually it dwells close to the forest.

The low density of small rodents in mire habitats, i.e. the lack of main prey items, is the reason for scarcity of small and medium-sized carnivores in open mire habitats. Only the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* – a typical omnivorous species – is named as a relatively common species in such habitats (Nikolayev 2006). Distribution of the weasel *Mustela nivalis*, stoat *M. erminea*, polecat *M. putorius*, pine marten *Martes martes* and fox *Vulpes vulpes* is mainly correlated with woody edges of mires.



Purvos bieži uzturas aļņi
Alces alces

**Eurasian elk is very common
in mires**

Foto/Photo: Vilnis Skuja

Peat bogs are an important feeding habitat for bears *Ursus arctos* when berries are ripe (Hallanaro & Pylvänäinen 2002, Nikolayev 2006), as well as to other predators, especially foxes, raccoon dogs, and pine martens as berries play an important part in their diet. A bear was observed in Aklais Mire (Golovackis, pers. com.) as well as in Ojja Mire, the North Vidzeme Biosphere Reserve (Auniņa, pers. com.). For bears and other large carnivores the mires provide important refuge areas free from human disturbance: hunting and forestry, either seasonally or throughout the year (Nikolayev 2006).

Wolves *Canis lupus* and occasionally lynxes *Lynx lynx* often visit many mires. According to observations of hunters, wolves hunt mainly in forests adjacent to mires, while bogs serve as resting and denning places. Wolves usually leave the mire when people appear to pick the berries. Typically, lynxes and especially wolves dwell on bog edges, and use distant and hardly accessible mineral soil islands in mires for resting and denning. Lynx is a typical boreal forest dweller that inhabits larger forests while the wolf is an ecologically plastic species that can survive even in intensive farming conditions, and therefore is found more often in mire habitats.

Four species of ungulates are usually found in mires. The elk *Alces alces* is the most common, and it is foraging for the bogbean *Menyanthes trifoliata*, purple marshlock *Comarum palustre*, marsh willowherb *Epilobium palustre*, cottongrass *Eriophorum* spp., sedges *Carex* spp., horsetails *Equisetum* spp., meadowsweet *Filipendula ulmaria* and willows *Salix* spp. Typically, the elk dwells mainly in fens, only during the winters it resides more in raised bogs (Nikolayev 2006). Other ungulate species prefer wooded habitats. Roe deer *Capreolus capreolus* inhabit mainly dryer parts of raised bogs with pine where ground vegetation is sparse so animals can easily scrape away leaves and vegetation to lay on bare earth to rest.

The belt of black alder swamps situated between the mire and surrounding forests, including those on mineral soil islands, is a favorite residence for the wild boar *Sus scrofa*, especially in hot summer days. Such behavior has been observed, for example, in the Aizkraukle Mire and in Girutiškis Mire in Lithuania (Švažas et al. 1999) where animals wallow in mud pits, thus protecting themselves from heat and ectoparasites.

For red deer *Cervus elaphus* mires serve primarily as movement corridors and temporary hiding places.

In Latvia open, i.e. non-forest landscapes were formed by human agricultural activities. It is believed (Tauriņš 1982) that several mammalian species – the European hare *Lepus europaeus*, common vole *Microtus arvalis*, striped field mouse *Apodemus agrarius* and harvest mouse *Micromys minutus* spread in the territory of Latvia during the development of agriculture. The first three also inhabit mire habitats. *A. agrarius* was the dominant species in small mammalian communities in the open part of the Aizkraukle Mire and in the black alder swamp surrounding one of its mineral soil islands. In the Melnais Lake Mire this species was found in a swampy pine forest with a dense dwarf layer of wild rosemary and blueberries. Fens of Aizkraukle Mire are a

permanent residence of the common vole. The grassy habitats in mires probably are among those natural habitat types this species dwelled in long before man created agrocenoses in Latvia.

Even semi-aquatic mammals – the water shrew *Neomys fodiens*, beaver *Castor fiber*, otter *Lutra lutra* and the American mink *Mustela vison* can inhabit mires if there are natural watercourses and bog-pools or drainage ditches.

Drainage ditches are the key to the presence of beaver in most of the mires. Beaver is an unusual species for mires, especially for raised bogs. Only due to human activity, i.e. draining of mires, this species has been able to colonize this habitat. Usually beavers have no resources for food or denning in undisturbed peat bogs. Only after ditch digging bushes and deciduous trees appear in the mire. Besides, peat embankments along the ditches are ideal for digging caves. Ditches as linear landscape elements facilitate the movement of beavers around the area. Land drainage is considered to be among the anthropogenic factors promoting the growth of the beaver population in Latvia (Balodis 1990).

From the point of view of nature conservation, the presence of beavers in reserves is mainly considered to be positive: beavers create rich habitats for other species, especially for those living in dead wood, including rare species of invertebrates. When beavers leave a particular place, grassy habitats usually appear in the place of dead forest, at least temporarily. They are colonized by plant and animal species adapted to open landscape. Sometimes, by gnawing off the trees and bushes, beavers prevent the unmanaged meadows from overgrowing.

However, beavers have a negative influence as well – for instance, the water of the Velnezers Lake and Seklenes Lake has risen due to beaver activity in the Stikli Mire Nature Reserve. As a result, rare plant species of the *Lobelia-Isoetes* complex have become extinct. For the same reason, the fen orchid *Liparis loeselii* has become extinct at the Pūricu Lake in Gauja National Park.

Due to beaver activity, many mires with no natural water courses attract *L. lutra*, at least seasonally. Otters inhabit all types of water bodies that provide food and hiding places for resting and denning. These are mainly waterflows with banks overgrown with bushes and trees. The home range of adult otter includes a narrow coastal belt (100 m apart from the bank at maximum) which runs along the watercourse for several kilometers (even up to 20–30 km). Less frequently otters inhabit lakes and ditches, except those with beaver ponds. During frostiness stagnant waters freeze over and become unsuitable for otters. They move from ditches and brooks to larger and more rapid streams (Ozoliņš 2000).

Beaver activity probably favors the presence of another semi-aquatic mammal species – the American mink *Mustela vison*. This species was introduced in Latvia but nowadays is regarded as an undesirable member of fauna. Introduction of the American mink favored the extinction of the European mink *Mustela lutreola* – the proper representative of local fauna.

Aivars Petriņš, Edmunds Račinskis

Museum of Zoology of the University of Latvia, e-mail: aivars.petriņš@lu.lv

Latvian Fund for Nature, e-mail: edmunds@ldf.lv

Data of an ornithological inventory carried out in 2010 were combined with the available data from earlier visits to four nature reserves of the LIFE project „Raised Bogs”, and the results are presented here in separate accounts for each site and each species. A total of 33 specially protected bird species listed on Annex I of the EC Birds Directive have been recorded recently at the Melnais Lake Mire, Rožu Mire, Aklais Mire, and Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserves. The total number of Annex I species per individual site are 18, 15, 22 and 21, respectively. All four reserves had species like the Black Grouse *Tetrao tetrix* (combined estimate of all sites 10–32 ♂♂), Western Capercaillie *Tetrao urogallus* (5–17 ♂♂), Osprey *Pandion haliaetus* (3–8 p.), Common Crane *Grus grus* (23–39 p.) and Black Woodpecker *Dryocopus martius* (7–14 p.). Other typical protected forest and bog bird species recorded at three out of four reserves were Hazel Grouse *Bonasa bonasia* (26–48 p.), Black Stork *Ciconia nigra* (0–3 p.), Marsh Harrier *Circus aeruginosus* (0–4 p.), Golden Plover *Pluvialis apricaria*



Purva tilbītes *Tringa glareola* klātbūtne purvā atkarīga no lāmu un ezeru sastopamības

Occurrence of Wood Sandpiper in the mire is closely related to pool and lake presence

Foto/Photo: Aivars Petriņš

(11–16 p.), Wood Sandpiper *Tringa glareola* (15–23 p.), Eurasian Nightjar *Caprimulgus europaeus* (16–53 p.), White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* (4–11 p.), Eurasian Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* (6–12 p.), Wood Lark *Lullula arborea* (1–9 p.) and Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* (31–62 p.).

A total of 18 specially protected bird species listed in Annex I of the EC Birds Directive have been recently recorded at and near the Melnais Lake Mire Nature Reserve (Appendix 5). The majority of these species are irregular breeders with small or non-breeding populations. Nevertheless, the species diversity at the Reserve is high for a small and insufficiently studied site. The Reserve is essential to birds breeding in raised bogs.

The population of Wood Sandpiper was estimated at 7–10 breeding pairs in the area in 2002. Repeated observations in 2010 have yielded similar numbers (4–8 p.). Part of the local population may be breeding outside the boundaries of the Reserve, on the adjacent parts of the bog that have not been used for peat extraction yet.

There is a notable breeding population of Common Cranes at the Reserve. Three nests with eggs were found in 2010, and combined with other locations where territorial pairs were seen, the total population is estimated at 5–8 pairs. The high population density of this species, and of the Wood Sandpiper, can be explained with suitable habitats forming an island within a larger expanse of former raised bogs degraded by



Ievērojamā skaitā augstajos
purvos ligzdo dzērves *Grus grus*

There is a notable breeding
population of Common Cranes in
raised bogs

Foto/Photo: Aivars Petriņš

peat extraction and drainage. The nearest distance between two Crane nests at the reserve in 2010 was mere 90 m. Non-breeding specimens were also observed (see the species account below).

Part of the former peat extraction fields and quarries within the Reserve have turned into shallow and overgrown wetlands that attract several specially protected waterbird species. Population sizes are small and some of the species would not be otherwise found on a raised bog site, but the overall species diversity is increased with the Great Bittern, Whooper Swan, Marsh Harrier, Spotted Crake and Little Crake.

Despite the small area and the high degree of habitat degradation, Melnais Lake Mire (including the adjacent parts of a raised bog outside the Reserve that have not been used for peat extraction yet) is important for birds breeding in raised bogs, especially the Common Crane and Wood Sandpiper. Conservation significance of this Reserve may be viewed in context with its proximity to a larger raised bog area, Cena Mire Nature Reserve. Both sites form potentially interlinked habitat cores for raised bog bird populations in a wider and severely degraded complex of former peatlands.

A total of 15 specially protected bird species listed in Annex I of the EC Birds Directive have been recorded at or near Rožu Mire Nature Reserve (Appendix 5). Due to the dominance of raised bog habitats at the site, it is mostly important for breeding bird species such as the Black Grouse, Common Crane, Golden Plover and Wood Sandpiper.

Rožu Mire Nature Reserve (1–3 pairs) and the nearby Gargrode Mire Nature Reserve (2 p.) form a local concentration of breeding Ospreys of national importance. The total Osprey population of both sites combined is similar to other breeding concentrations in Latvia recognised as internationally important bird areas (Račinskis 2004), e.g. the Ķemeri National Park (3–5 p.) and Sātiņi Fish Ponds (4–5 p.), both *Natura 2000* sites.

The proportion of forest habitats at Rožu Mire Nature Reserve is small; nevertheless, it is important for conservation of several forest bird species, at least on a local level. The natural and untouched forest patches along the edges of the Reserve provide resources for foraging and nesting to at least eight Annex I bird species, including the Black Stork, Western Capercaillie, Hazel Grouse, Black Woodpecker and Red-breasted Flycatcher.

A total of 22 specially protected bird species listed in Annex I of the EC Birds Directive have been recorded at Aklais Mire Nature Reserve (Appendix 5). Most of the Reserve is comprised of raised bog and forest habitats, which is reflected in the species composition. Typical open bog area species are the Black Grouse, Common Crane, Golden Plover while the forest part hosts the Western Capercaillie, Hazel Grouse, Boreal Owl, Ural Owl, Black Woodpecker and Eurasian Three-toed Woodpecker. Several species, for example, Osprey and White-tailed Eagle, used to forage over wider areas outside the Reserve. The site is the only LIFE project area in which the Wood Sandpiper was not found in 2010. One of the probable reasons is the lack of suitable bog habitats with open lakes and pools.

Aklais Mire has fulfilled the criteria for a *Natura 2000* site due to two breeding bird species: the Boreal Owl and White-tailed Eagle. The Boreal Owl uses cavities made by the Black Woodpecker and depends on mature and old growth forest stands which are found in abundance at the Reserve. The former importance of the Reserve for conservation of breeding Ospreys may have diminished as the number of occupied nests has been decreasing.

In total, 21 specially protected bird species listed in Annex I of the EC Birds Directive have been recorded at or near Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve (Appendix 5). Most of the area is comprised of raised bog and forest habitats; consequently, it is vital to bird species of both habitat groups.

The species with the most significant breeding populations of national importance are the Common Crane, Golden Plover, Wood Sandpiper, Hazel Grouse, Ural Owl, Middle Spotted Woodpecker, White-backed Woodpecker, Eurasian Three-toed Woodpecker and Red-breasted Flycatcher.

Acknowledgements

Aivars Petriņš and Edmunds Račinskis are thankful to Dāvis Drazdovskis and Jānis Reihmanis for their invaluable input in the field surveys in 2010. Also thanks to Aigars Kalvāns and Juris Lipsbergs.



Foto/Photo: Aivars Slišāns



4.



Purvu veidošanās un attīstība

**Formation and Development
of Mires**

4.1.

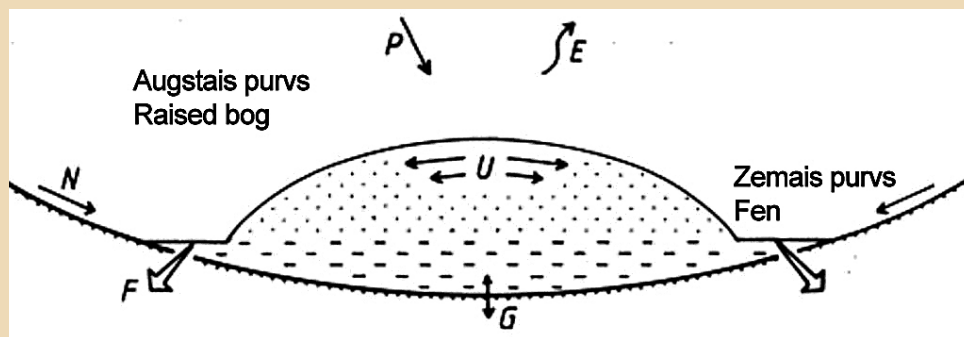
HIDROLOĢISKIE PĒTĪJUMI MELNĀ EZERĀ, ROŽU, AKLAJĀ UN AIZKRAUKLES PURVĀ UN MEŽOS

Aija Dēliņa, Persijs Ģederts

Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte, e-pasts: aija.delina@lu.lv

Purvs ir sarežģīta hidroloģiska, ģeoloģiska un ekoloģiska sistēma. No ekoloģiskā viedokļa purvi parasti tiek raksturoti kā hidroloģiski objekti ar tiem tipisku virszemes ūdeņu bilanci un specifiskām īpašībām, kas nodrošina ūdens uzkrāšanu un pārvietošanos tajos. Purvs var atrasties tikai vienas upes baseinā, bet lielākie parasti ir izvietoti ūdensšķirtnēs starp vairākiem upju baseiniem, tādējādi nodrošinot ūdens pieplūdi uzreiz vairākām upēm (Bragg 2002).

Purvi ir ievērojami mitruma uzkrājēji, purvā ir 89–94% ūdens un tikai 6–11% sausas, ko veido kūdra. Ūdens ir saistīts ar kūdras veidojošo sausu, un smaguma spēka iespaidā aizplūst tikai kūdrā esošais brīvais ūdens (Romanov 1968). Purvi, atkarībā no to veida, ūdeni saņem no atmosfēras nokrišņiem un gruntsūdeņiem. Augstajiem purviem, kādi pārsvarā ir visi pētītie purvi, ir raksturīga papildināšanās ar atmosfēras ūdeņiem kupola daļā un ar virszemes un pazemes ūdeņiem un atmosfēras nokrišņiem perifērijā, kupolam piegulošajās zemā purva un pārejas purva daļās (15. attēls).



15. attēls. Augstā purva hidroloģiskā režīma shēma (pēc Bragg 2002)

Apzīmējumi: P – nokrišņi, E – evapotranspirācija, N – virszemes ūdeņu pieplūde, F – virszemes ūdeņu noplūde, G – noplūde gruntsūdeņos, U – ūdens plūsma aktīvajā slānī

Figure 15. Scheme of the mire hydrological regime (Bragg 2002)

P – precipitation, E – evapotranspiration, N – surface water supply, F – surface water efflux, G – exchange with deep groundwater (leakage), U – lateral seepage in peat

Purvu kūdras slānis vertikālā griezumā pēc kūdras filtrācijas īpašībām ir ļoti nevienmabīgs. Augšējā daļā, kur dominē ļoti vāji un vāji sadalījusies kūdra, tā nav sablīvēta un filtrācijas īpašības ir labas, bet dziļāk, kur kūdras sadalīšanās pakāpe pieaug un

palielinās nogulumu sablīvējums, filtrācijas īpašības krasi pasliktinās. Purvu dziļākajās daļās kūdras nogulumiem ir raksturīgākas ūdeni vāji caurlaidīgu slāņu īpašības. Tāpēc ūdens plūsma notiek pa virsējo, tā saucamo aktīvo slāni, kura biezums parasti ir 0,4–0,9 m (Romanov 1968).

Purvu specifiskais hidroloģiskais režīms ne tikai nodrošina īpašus dzīves apstākļus to florai un faunai, bet arī nosaka piegulošo teritoriju ūdens režīmu. Purvi ietekmē tā ūdens kvalitāti, kas no tiem noplūst virszemes ūdenstecēs, un maina nokrišņu-noteces saistību. Vislabāk šīs funkcijas pilda dabiski, netraucēti purvi, kuros ir dabisks hidroloģiskais režīms (Bragg 2002).

Savukārt, iejaucoties purvu dabiskajā hidroloģiskajā režīmā, piemēram, ierīkojot grāvjus, tiek panākta intensīva ūdens novadīšana no purva, izjaukts līdzsvars starp atmosfēras nokrišņu uzkrāšanos purvā un dabiskās noteces daudzumu no purva. Purva hidroloģiskā režīma izmaiņu rezultātā traucēti tiek ne tikai hidroloģiskie un ekoloģiskie apstākļi purvā, bet arī to virszemes ūdensteču stāvoklis, kuras papildina purva ūdeņi. Tāpēc pasākumi purva hidroloģiskā režīma atjaunošanai ir nozīmīgi ne tikai no purva biotopu saglabāšanas viedokļa, bet arī apkārtējās teritorijas dabisko hidroloģisko un ekoloģisko apstākļu nodrošināšanai. Vienlaikus jāņem vērā, ka arī purva hidroloģiskā režīma atjaunošanas pasākumi ir iejaukšanās nu jau mainītajā ūdens režīmā, un pirms šādu pasākumu veikšanas ir nepieciešams detalizēti izpētīt traucēto režīmu, prognozēt sagaidāmos atjaunošanas pasākumu rezultātus un tikai tad lemt par šo pasākumu nepieciešamību.

MATERIĀLI UN METODES

Hidroloģiskie pētījumi projekta vietās ietvēra purvu hidroloģisko apstākļu izpēti un ūdens līmeņa novērojumus atsevišķos punktos. Šie novērojumu punkti tika izvēlēti tā, lai turpmākie novērojumi sniegtu informāciju par purva hidroloģiskā režīma atjaunošanas pasākumu ietekmi uz ūdens līmeni purvā.

PURVU HIDROLOĢISKO APSTĀKĻU IZPĒTE

Purvu hidroloģisko apstākļu izpēte ietvēra dažādu kartogrāfisko materiālu analīzi, kā arī grāvju apsekošanu purvā un tam piegulošajā teritorijā.

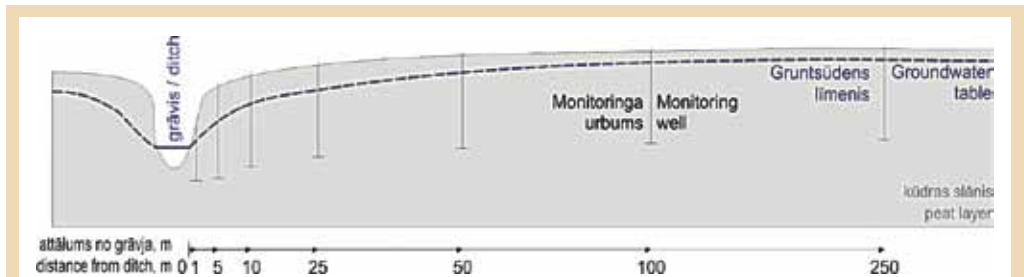
Esošā hidroloģiskā situācija purvā izvērtēta, balstoties uz Latvijas Ģeotelpiskās aģentūras (LĢIA) nodrošinātajiem ortofoto materiāliem (ORTOFOTO 3) un vienkāršotajām topogrāfiskajām kartēm mērogā 1:10 000 (V–TOPO 10K). Ūdens plūsmas virzieni un sateces baseini tika analizēti, izmantojot gan bijušās PSRS armijas topogrāfiskās kartes mērogā 1:10 000, gan upju baseinu kartes (Upju baseini 1970tie). Savukārt, lai izvērtētu, kā laikā mainījušies hidroloģiskie apstākļi purvā un tā apkārtnē, analizētas dažādu gadu topogrāfiskās un tematiskās kartes (TOPO 10K PSRS, TOPO 25K63g PSRS, TOPO 25K42g PSRS, TOPO 50K PSRS, TOPO 75K Latvijas laika, Meliorācijas darbi plānotie 1939) un salīdzinātas grāvju tīkla izmaiņas pētāmajās teritorijās.

Purva grāvju apsekošana veikta pēc kartogrāfiskā materiāla analīzes, kad bija identificēti rajoni, kur cilvēka radītās purva hidroloģisko apstākļu izmaiņas ir visbūtiskākās. Apsekojot grāvjus, veikta fotodokumentācija, noteikts grāvju platums un dziļums (izmantojot mērlatu, precizitāte ± 5 cm), grāvju stāvoklis (aizpildījums ar ūdeni, aizaugums, ūdens plūsmas ātrums u. c.). Papildus novērtēta grāvjiem piegulošā teritorija, izvērtējot apsaimniekošanas pasākumu nepieciešamību pie konkrētā grāvja (apaugums, susināšanas ietekmes intensitāte, apsaimniekošanas pasākumu iespējamība, bebru darbība).

Balstoties uz kamerālās un lauka izpētes datiem, sagatavoti apraksti par katra purva hidroloģiskajiem apstākļiem. Sadarbībā ar biotopu, sugu un ģeoloģijas ekspertiem izvērtēta hidroloģiskā režīma atjaunošanas pasākumu nepieciešamība sākotnēji plānotajās vietās.

GRUNTSŪDENS LĪMEŅA NOVĒROJUMI

Gruntsūdens līmenis katrā purvā novērots vienā vai vairākos reprezentatīvos profilos, kas stiepjas perpendikulāri grāvim. Profila izvietojums purvā izvēlēts, balstoties uz šādiem apsvērumiem: (1) grāvis atrodas konkrētajam purvam raksturīgā vietā, un (2) uz grāvja paredzēts izveidot aizsprostus. Urbumi katrā profilā izvietoti tā, lai grāvja tuvumā tie būtu ciešāk cits pie cita, bet, attālinoties no grāvja, attālums starp urbumiem pieaugtu (sk. 16. attēlu). Profila garums parasti bija 500 m, izņemot dažus profilus, kuri ir 250 m gari. Pēdējais urbums profilā raksturo purva hidroloģisko režīmu netraucētos apstākļos.



16. attēls. Shematiskais monitoringa urbumu izvietojums profilā

Figure 16. Schematic location of wells in a profile

Kopumā projekta vietās izveidoti deviņi profili, kas ietver 63 urbumus. Četri profili izveidoti Aizkraukles purvā: (A1) perpendikulāri platam grāvim, kurš projekta laikā tika aizdambēts, 7 urbumi; (A2) pie maziem grāvišiem, uz kuriem izbūvēti aizsprosti, 7 urbumi; (A3) pie esoša grāvja gar kūdras laukiem, lai noteiktu nedambēta grāvja ietekmi uz purvu, 7 urbumi; (A4) purvainā un mitrā mežā, lai noteiktu apsaimniekošanas pasākumu ietekmi uz piegulošajiem mežiem, 5 urbumi. Aklajā purvā izveidoti divi profili: (Ak1) netālu no Ķirupes iztekas, kur izveidoti aizsprosti, 8 urbumi; (Ak2) pie

daļēji aizauguša grāvja, kur izveidoti aizsprosti, 8 urbumi. Melnā ezera purvā izveidots viens profils un viena urbumu grupa: (M1) urbumu grupa bijušo kūdras lauku teritorijā, kur tagad ir daļēji applūstoši diķi, 6 urbumi; (M2) pie grāvja, kur izveidoti aizsprosti, 7 urbumi. Rožu purvā izveidots viens profils (R) pie grāvja, kas atrodas visdziļāk purvā plašā grāvju sistēmā, uz kuras izveidoti aizsprosti, 8 urbumi.

Urbumu dziļums atkarībā no kūdras slāņa biezuma ir līdz 3 m. Urbumu veido perforēta polietilēna filtra caurule, kas noslēgta ar vāku. Katra urbuma koordinātas un absolūtā augstuma atzīme tika noteiktas, izmantojot augstas precizitātes GPS uztvērēju *Leica GPS 900cCS*.

Pazemes ūdeņu līmeņa novērojumi uzsākti 1–1,5 gadus pirms aizsprostu izbūves, lai iegūtu informāciju par hidroloģisko režīmu pirms aizsprostu izbūves. Mērījumi veikti divas reizes mēnesī (ziemā, kad purva virskārta sasalusi, 1–2 reizes mēnesī) manuāli, izmantojot ūdens līmeņa mērītāju.

Gruntsūdens līmeņa analīzei tika sastādīti grafiki, kas atspoguļo gan gruntsūdens līmeņa dziļuma izmaiņas, gan gruntsūdens līmeni katrā profila urbumā aboslūtajās atzīmēs. Papildus, izmantojot Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra mājaslapā pieejamo informāciju par nokrišņu daudzumu atsevišķās stacijās, atlasīti dati par periodu no 2010. gada sākuma līdz 2013. gada septembrim (LVĢMC – Meteoroloģija 2013). Arī šie dati atspoguļoti gruntsūdens līmeņa izmaiņu grafikos. Tā kā meteoroloģisko staciju skaits, kurās regulāri un nepieciešamajā periodā tiek veikti nokrišņu daudzuma mērījumi, ir ierobežots, kā atbilstošākās, ņemot vērā attālumu un fiziogeoģrāfisko izvietojumu, izvēlētas Kalnciema stacija Melnā ezera purva datu analīzei, Skrīveru stacija Aizkraukles purva un mežu un Aklā purva datu analīzei un Pļaviņu stacija Rožu purva datu analīzei.

REZULTĀTI

PURVA HIDROLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS AIZKRAUKLES PURVĀ UN MEŽOS

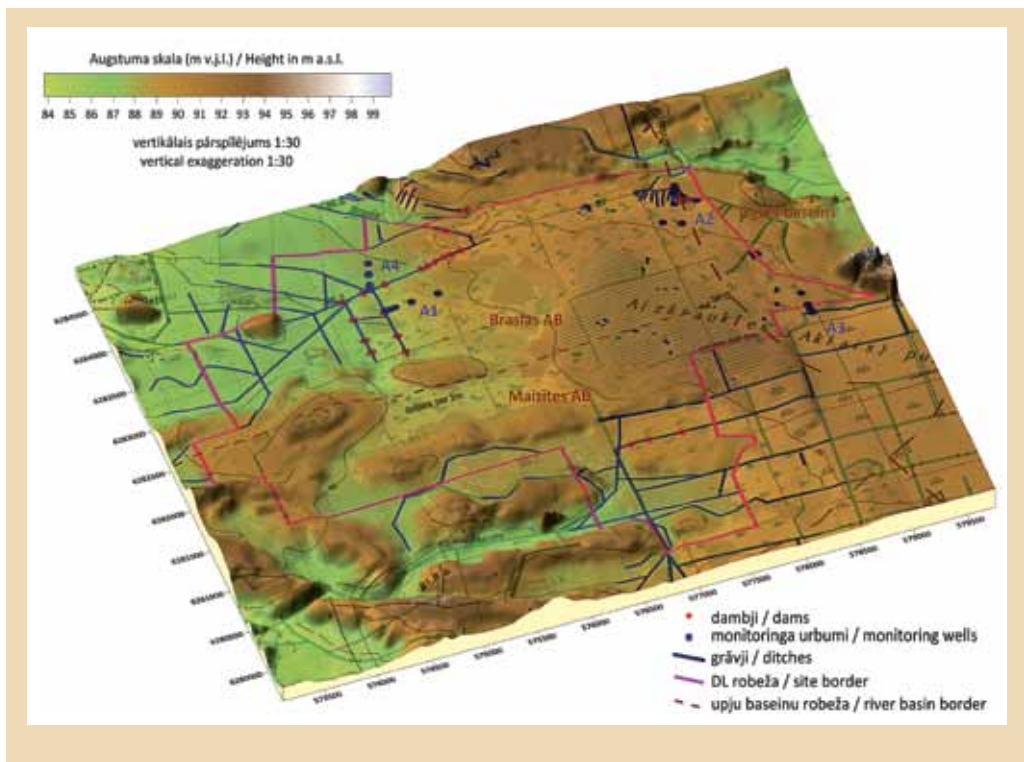
Aizkraukles purvs atrodas Daugavas lielbaseinā, pārsvarā Daugavas baseinā, un tikai lieguma austrumu mala iestiepjas Ogres upes baseinā. Daugavas baseinā Aizkraukles purvs atrodas uz ūdensšķirtnes starp Braslas–Dīvajas apakšbaseinu un Maizītes apakšbaseinu, hidrogrāfiskā tīkla un dabas lieguma izvietojums norādīts 17. attēlā (Upju baseini 1970tie 2010).

Purva augstākā daļa ir galvenais kupols austrumu daļā un nelielāks kupols rietumu malā, kur zemes virsmas absolūtās atzīmes ir 92,1–93,2 m vjl. Zemes virsma lēzeni pazeminās, attālinoties no purva kupoliem, sasniedzot 86–87 m vjl. (TOPO 10K PSRS 2010). Dabiskā notece no purva ir vērsta uz R, ZR un DR, uz Braslu un Maizīti un to pietekām, kā arī uz AZA, uz Ogres upes baseina pietekām. Purva ziemeļu daļā atzīmējamās noteces zonas, kas saistītas gan ar dabisko reljefu, gan 20. gs. 30. gados veiktajiem meliorācijas darbiem purva ziemeļu daļā, kā rezultātā veidojusies pastiprināta

virszemes notece uz Braslas baseinu. Esošie grāvji purva un tam piegulošo mežu rietumu daļā maz ietekmē purva hidroloģisko režīmu, bet skar tikai mežu masīvus.

Aizkraukles purva DA daļā, kas atrodas ārpus dabas lieguma, ir izveidoti kūdras ieguves lauki ar tiem raksturīgajiem susinātājgrāvjiem un maģistrālajiem meliorācijas grāvjiem, un purva hidroloģiskais režīms ir nozīmīgi traucēts. Te virszemes notece no purva ir vērsta uz ziemeļiem un dienvidiem. Dienvidu daļā izvietots viens no maģistrālajiem grāvjiem, kas iestiepjas arī lieguma teritorijā, tādēļ šeit notece ir intensīvāka.

Līdz Otrajam pasaules karam purva un tam piegulošo mežu masīvu hidroloģiskais režīms bija maz mainīts, pagājušā gadsimta sākumā grāvis stiepies tikai gar purva Z robežu (TOPO 75K Latvijas laika 2010). Pirmā ievērojamākā hidroloģiskā režīma maiņa saistās ar meliorācijas darbiem 30. gados, kas veikti Braslas un Dīvajas un to pieteku augštecēs (Meliorācijas darbi plānotie 1939). 50. gadu sākumā Aizkraukles purva hidroloģiskais režīms ir maz mainīts, jauni grāvji nav ierīkoti. Arī tagad dabas lieguma teritorijā ir saglabājušies 20.–30. gados veidotie grāvji, kas pārsvarā ir līdz 1 m plati un apmēram 0,5–1 m dziļi.



17. attēls. Grāvji un monitoringa punkti Aizkraukles purvā
Pamatne: topogrāfiskā karte M 1:50 000 (LĢIA) uz 3D virsmas modeļa

Figure 17. Location of ditches and monitoring profiles in Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve. Map base: topographic map in scale 1:50,000 (Latvian Geospatial Information Agency, LĢIA) on 3D surface model

Būtiskākās izmaiņas purva hidroloģiskajā režīmā notikušas 70.–80. gados, kad veikta purva DA daļas meliorācija un sākta kūdras ieguve. 80. gados raktie meliorācijas grāvji būtiski atšķiras no senākajiem, jauno grāvju platums ir 3–5 m, dziļums ap 3 m. Vēlākajos gados raktie grāvji bieži vien šķērso iepriekšējo grāvju sistēmu, nosprostojo vecos grāvjus un mainot ūdens novadīšanas virzienu. Pašlaik notece pa grāvjiem nav strauja, ko galvenokārt kavē bebru dambji, kas izveidoti uz grāvjiem lieguma D un Z daļā. Bebru darbības rezultātā ir ne tikai pacelts ūdens līmenis grāvjos, bet arī appludināti meži lieguma teritorijā un ārpus tā.

Pašlaik būtiskākās izmaiņas purva hidroloģiskajā režīmā izraisa kūdras ieguve un kūdras laukus ietverošie meliorācijas grāvji. SIA „Kūdras enerģija” plāno paplašināt esošos kūdras ieguves laukus līdz dabas lieguma robežai. Pamatojoties uz IVN pētījuma rezultātiem, ir nolemts, ka jaunie kūdras ieguves lauki un tos ierobežojošie grāvji tiks veidoti 100 m attālumā no dabas lieguma robežas.

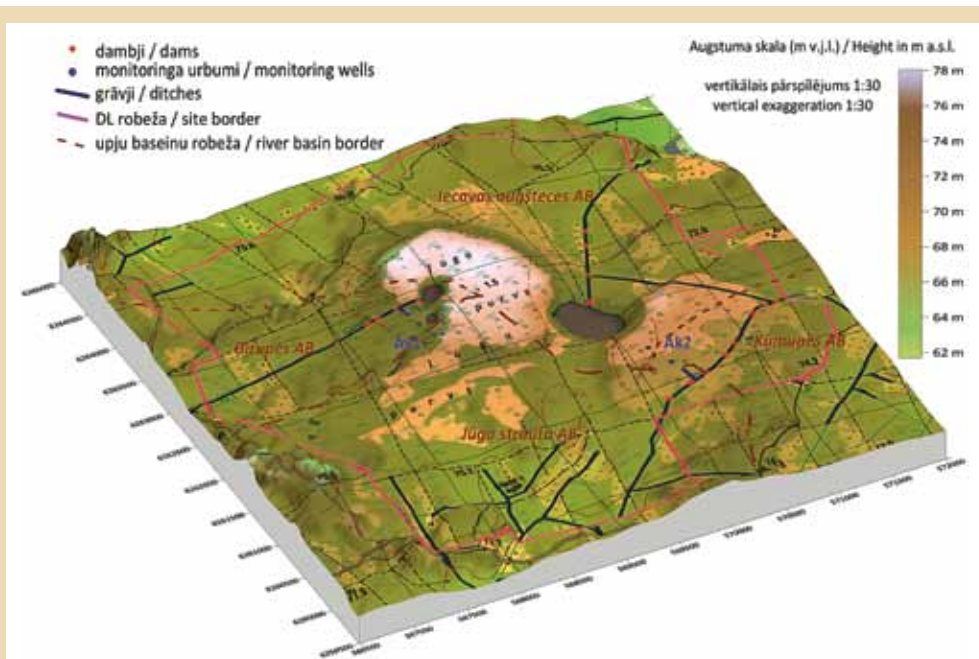
PURVA HIDROLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS AKLAJĀ PURVĀ

Aklais purvs atrodas Lielupes lielbaseinā, uz robežšķirtnes starp Iecavas un Viesītes baseinu, Ģirupes, Iecavas augšteces un Kūmupes apakšbaseinos, kas pieder Iecavas baseinam, un Jūga strauta apakšbaseinā (sk. 18. attēlu), kas ietilpst Viesītes baseinā (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970tie 2010).

Purva centrālajā daļā atrodas Znotiņu ezers, tā ūdens līmeņa atzīme ir 71,5 m vjl. (TOPO 10K PSRS 2010). No Znotiņu ezera uz ZZA stiepjas grāvis, kas novada virszemes ūdeņus uz Iecavas upes baseinu, bet noteces apjoms ir neliels. Grāvja platums ir ap 2–3 m, dziļums vismaz 1 m. Grāvis daudzviet aizaudzis ar blīvu ūdensaugu klāju. Ūdens notece pa grāvi nav strauja, jo uz tā lieguma ZA daļā atrodas bebru dambji. Purva ZR daļā atrodas Ģirezers un nelielu ezeriņu virkne, kuros ūdens līmeņa atzīmes ir 73,9–74,8 m vjl.

Nelielo „ezeriņu” virkni, izņemot lielāko ziemeļu ezeru (Ģirezeru), nesavieno grāvji, tie faktiski ir beznoteces ezeriņi. Ģirezeram ir pastāvīga, neliela notece pa grāvi uz Ģirupi. Spriežot pēc grāvja morfoloģijas un tā atrašanās 1951. gada kartē (TOPO 25K42g PSRS 2010), secināts, ka grāvis, kas savieno Ģirupes augšteci ar lielāko ezeriņu, ir izveidots 30.–40. gados. Grāvis ir daļēji aizaudzis, lēzenām malām, augšdaļā 3–5 m plats, bet apakšdaļā, kur koncentrējas ūdens plūsma, tā platums ir ap 0,5 m; grāvja kopējais dziļums 1–1,5 m, ūdens slāņa biezums 0,2–0,5 m. Lieguma R daļā, kur grāvis iestiepjas purvainā mežā, uz tā atrodas vairāki bebru dambji, kā rezultātā ir appludināts arī piegulošais purvainais mežs.

Starp Aklo ezeru un mazajiem ezeriņiem atrodas augstākais purva kupols (18. attēls), kur kupola atzīmes sasniedz 76,8 m vjl. Notece no šīs purva daļas ir radiāla, bet galvenie noteces virzieni ir uz rietumiem un uz ezeriem DAA. Otrs kupols atrodas Aklā ezera DA galā, kupola augstākās daļas atzīmes ir 75,7 m vjl. Notece no šī kupola ir radiāla, bet galvenie plūsmas virzieni ir uz ZR, uz Aklo ezeru un uz DA esošo grāvi, kas novada ūdeņus uz Jūga strautu Viesītes baseinā.



18. attēls. Grāvji un monitoringa punkti Aklajā purvā
 Pamatne: topogrāfiskā karte M 1:50 000 (LĢIA) uz 3D virsmas modeļa

Figure 18. Location of ditches and monitoring profiles in Aklais Mire
 Map base: topographic map in scale 1:50,000 (LĢIA) on 3D surface model

Grāvis purva DA daļā ir vāji izteikts, stipri aizaudzis, tajā nav redzama ūdens plūsma. Tomēr šeit ir pastiprināta mitruma zona, kurā savācas purva ūdeņi, kas tālāk pa aizaugušā grāvja gultni vieglāk pārvietojas uz purva malām. Grāvī ūdens noteces virzieni ir sadalīti, jo kupolā atrodas ūdensšķirtne, kas sadala ūdens plūsmu uz ZA un DR. Pie lieguma DR robežas grāvis kļūst izteiktāks, tajā parādās redzama ūdens plūsma, un raktais grāvis savienojas ar Jūga strauta augšteci.

Kopumā purva hidroloģiskais režīms raksturojams kā maz traucēts, tuvs dabiskam, turklāt Aklā purva tuvumā neatrodas kūdras ieguves lauki.

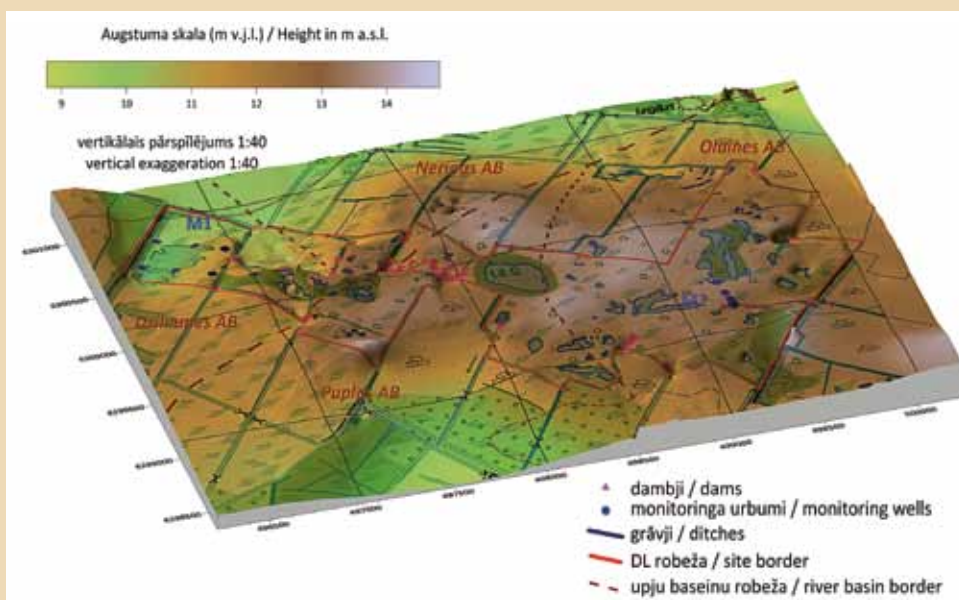
PURVA HIDROLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS MELNĀ EZERA PURVĀ

Melnā ezera purvs atrodas Lielupes lielbaseinā, uz ūdensšķirtnes starp Misas un Babītes ezera baseiniem, Olaines un Puplas apakšbaseinos, kas pieder Misas baseinam, un Neriņas un Dzīlnupes apakšbaseinos (19. attēls), kuri pieder Babītes ezera baseinam (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970tie 2010).

Purva centrālajā daļā atrodas Melnais ezers, kā arī daudzas nelielas, neregulāras formas purva lāmas gan lieguma ziemeļrietumu, gan dienvidaustrumu daļā. Zemes virsmas atzīmes purva centrālajā daļā ir 13,6–13,8 m vjl., Melnajā ezerā 13,1 m vjl., pārējās lāmās 13,4–12,1 m vjl., bet meliorācijas grāvjos 10,4–11,9 m vjl. (TOPO 10K PSRS 2010).

Virszemes ūdeņu notece no purva notiek divos galvenajos virzienos. Purva ziemeļrietumu daļā tā ir vērsta uz Neriņu un tās pietiekām ziemeļos un uz Dzilnupi ziemeļrietumos. Virszemes ūdeņu noteci te veicina purvā ierīkoti maģistrālie meliorācijas grāvji, kas stiepjas DR–ZA virzienā, kā arī purvu ietverošie kūdras ieguves lauki ar to sazaroto drenāžas grāvīšu un maģistrālo grāvju tīklu.

Virszemes notece no purva centrālās un dienvidaustrumu daļas ir vērsta uz dienvidiem, uz meliorācijas grāvjiem un Puplas upi, un uz dienvidaustrumiem, uz Olaini un tās pietiekām pa purva malās esošiem meliorācijas grāvjiem, kas orientēti DR–ZA virzienā. Purva centrā atrodas Melnais ezers, kurā saplūst ūdeņi no tuvākās (ap 200 m) apkārtnes. Ezerā ziemeļrietumu stūrī atrodas neliels novadgrāvis, kas ezeru savieno ar apkārtējo maģistrālo meliorācijas grāvju sistēmu. Savukārt ezera dienvidrietumu malas tuvumā (~100 m) atrodas maģistrālais meliorācijas grāvis, kas aptver laukus, kuros notiek kūdras ieguve (19. attēls).



19. attēls. Grāvji un monitoringa punkti Melnā ezera purvā
Pamatne: topogrāfiskā karte M 1:50 000 (LĢIA) uz 3D virsmas modeļa

Figure 19. Location of ditches and monitoring profiles in Melnais Lake Mire
Map base: topographic map in scale 1:50,000 (LĢIA) on 3D surface model

Lielākā daļa lāmu purva austrumu daļā nav tieši savienotas ar meliorācijas grāvjiem, te ir saglabājies dabiskais hidroloģiskais režīms, ūdeņiem noplūstot uz hipsometriski zemākajām vietām un purva malām.

Purva hidroloģisko režīmu jau daudzus gadu desmitus ir ietekmējusi cilvēku saimnieciskā darbība liegumam piegulošajās purva daļās. Jau 30. gadu beigās purva apkārtnē ierīkoti meliorācijas grāvji (TOPO 75K Latvijas laika 2010), kas skāruši arī pašreizējā lieguma teritorijas ziemeļrietumu stūrī. Pēckara gados, attīstoties kūdras ieguvei

Melnā ezera purvu ietverošajos purvu masīvos, paplašināts arī meliorācijas grāvju tīkls. Tomēr 50. gadu beigās un 60. gadu sākumā (TOPO 25K42g PSRS 2010) šie grāvji vēl nerasniedza esošo lieguma teritoriju, lieguma teritorijā izrakts tikai viens grāvis ziemeļaustrumu daļā, tā fragmenti ir saglabājušies līdz mūsdienām. Kūdras ieguve notika apmēram 0,5 km uz ZA un ap 1–1,5 km uz DR no lieguma.

Intensīva kūdras ieguve Melnā ezera purva teritorijā uzsākta laika posmā starp 60. gadu beigām un 80. gadu beigām un turpinās vēl tagad, kā rezultātā ap purvu un arī lieguma ziemeļrietumu galā izveidots plašs maģistrālo un susinātājgrāvju tīkls, liegumam piegulošajā teritorijā pazeminot ūdens līmeni un nosusinot un norokot kūdras slāni vismaz 2 m biežumā. Visticamāk, dabas lieguma teritorija ir palikusi nenorakta tāpēc, ka te bija mitrākā purva daļa ar daudzām lāmām un akačiem.

Galvenā ietekme uz Melnā ezera purva hidroloģisko režīmu ir liegumu ietverošajiem maģistrālajiem grāvjiem, kas novada ūdeni ne tikai no apkārtējiem kūdras laukiem, bet arī no lieguma teritorijas. Vienlaikus susinātājgrāvju savienojums ar maģistrālajiem grāvjiem (drenāžas caurules apmēram 89 mm diametrā) ir tāds, ka notiek dabiska šo savienojumu aizsērēšana. Lieguma teritorijā esošajos noraktajos kūdras laukos liela daļa šo drenāžas cauruļu ir aizsērējušas un ir izveidojušas lielas lāmas. Maģistrālie grāvji ir ap 5 m plati un vismaz 3 m dziļi, ūdens līmenis grāvjos ir atkarīgs no grāvju stāvokļa – grāvjos gar lieguma ZR daļu ūdens līmenis ir augsts, ūdens slāņa biezums 1–2 m, bet dienvidu daļā un vidusdaļā notece pa grāvjiem ir labāka, te ūdens slāņa biezums ir 0,5–1 m.

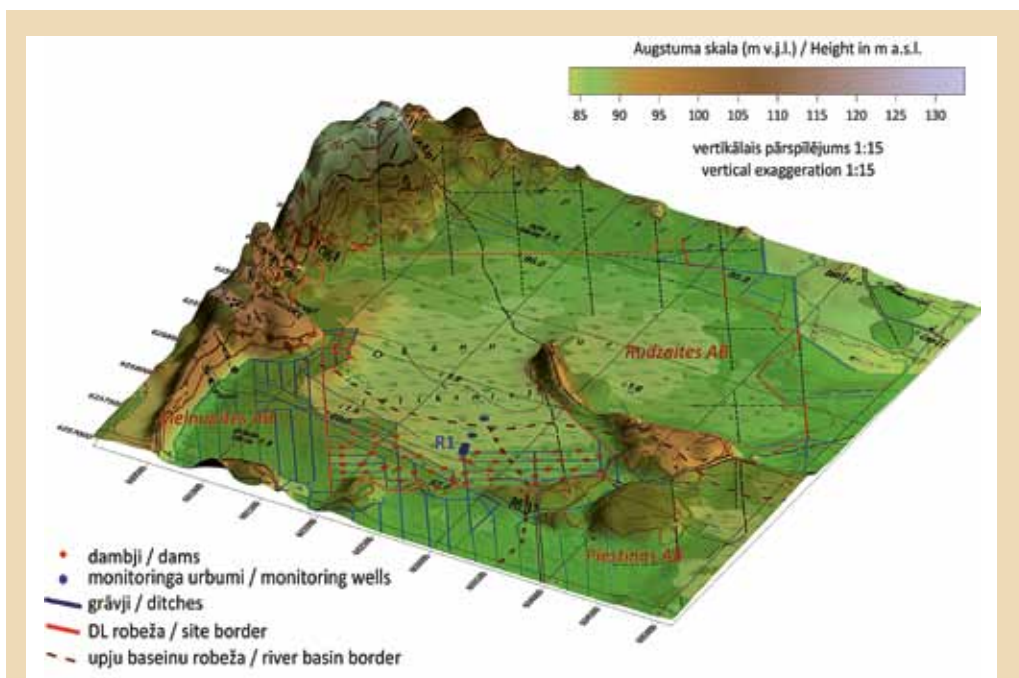
Melnā ezera apkārtnē dabas lieguma teritorijā esošais grāvju tīkls susina lieguma vidusdaļu. Vietām te ir saglabājušās vecu slūžu paliekas, bet tās vairs nedarbojas. Grāvis, kas iztek no ezera, ir daļēji aizaudzis, tā platums ap 2 m, dziļums ap 1 m. Lieguma dienvidu daļā, kur purva nenoraktā daļa robežojas ar kūdras ieguves laukiem, ūdens no purva noplūst ne tikai pa grāvjiem, kuru šajā daļā ir maz, bet pa visu purva kontūru, jo lieguma teritorijā zemes virsma ir par 1–1,5 m augstāka nekā izstrādājamās kūdras laukos. Tādēļ pa lieguma robežu veidojas „avotainas” zonas ar intensīvu ūdens noplūdi.

Kopumā purva hidroloģiskais režīms raksturojams kā stipri mainīts. To izraisījuši cilvēka saimnieciskā darbība – kūdras ieguve apkārtējos purvu masīvos un ar to saistītā maģistrālo meliorācijas grāvju un lokālo susinātājgrāvju ierīkošana un zemes virsmas atzīmju pazemināšana.

PURVA HIDROLOĢISKAIS RAKSTUROJUMS ROŽU PURVĀ

Rožu purvs atrodas Piestiņas, Melnupītes un Rudzaites apakšbaseinos (20. attēls), kas ietilpst Daugavas lielbaseina Sakas baseinā (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970tie 2010).

Purvu no ziemeļiem, rietumiem un dienvidiem ieskauj pauguru grēdas (20. attēls), tādējādi ierobežojot virszemes noteci šajos virzienos. Purva vidusdaļā no DA iestiepjas pauguru grēda (t. s. Pasaules gala pussala), sadalot purvu divās daļās, kuru centrālās zemes virsmas atzīmes ir 87,7 m vjl., bet perifērijā uz Z–ZA pazeminās līdz 85,4 m vjl. (TOPO 10K PSRS 2010), turp arī vērsta galvenā dabiskā notece no purva.



20. attēls. Grāvji un monitoringa punkti Rožu purvā

Pamatne: topogrāfiskā karte M 1:50 000 (LĢIA) uz 3D virsmas modeļa

Figure 20. Location of ditches and monitoring profiles in Rožu Mire

Map base: topographic map in scale 1:50,000 (LĢIA) on 3D surface model

Purva hidroloģiskais režīms laika gaitā ir maz mainīts, jo plaši meliorācijas darbi nav bijuši plānoti un realizēti ne 20.–30. gados, ne arī pēc Otrā pasaules kara. Tomēr atsevišķi grāvji lieguma malās šajā laikā ir tikuši ierīkoti. 50. gadu topogrāfiskajās kartēs (TOPO 25K42g PSRS 2010) ir redzams, ka lieguma ziemeļu malā stiepjas R–A virzienā orientēts grāvis, kas novada ūdeņus no liegumam piegulošajiem mežiem uz ziemeļiem no tā un nedaudz susina purvainos mežus lieguma ziemeļu galā; šis grāvis saglabājies līdz mūsdienām. Līdzīgs grāvis, kas eksistē arī patlaban, stiepjas gar lieguma dienvidu malu uz A no purvu sadalošās pussalas. Purva D un DR daļā gan lieguma teritorijā, gan ārpus tās ir izveidots blīvs meliorācijas grāvju tīkls (20. attēls), pa kuru ūdeņi no purva tiek novadīti maģistrālajā grāvī, kas stiepjas gar pauguru grēdas pakāji un pa to tālāk uz Piestiņu. Visticamāk, šie grāvji ierīkoti 80. gados.

Būtiskāko ietekmi uz purva hidroloģisko režīmu, pazeminot ūdens līmeni purvā, rada tieši jaunākie grāvji purva DR daļā. Te esošie grāvji ierīkoti regulārā tīklā, grāvji pārsvarā ir 1,5–2 m plati un 1–1,5 m dziļi, gar tiem stiepjas tehnoloģiskās stigas. Daļa grāvju pamazām sāk aizaugt, sfagni daļēji sedz brīvo ūdeni, bet zem sfagnu virskārtas turpinās ūdens plūsma. Pie izplūdes maģistrālajos grāvjos lieguma D malā daļai grāvju ir ievērojams kritums, kāples augstums grāvju savienojumu vietā sasniedz pat 0,5–1,0 m augstumu. Purva centrālajai daļai tuvākie grāvji ir pilni ar ūdeni, bet, tuvojoties purva un lieguma malai, ūdens līmenis grāvjos pazeminās, tas ir 0,7–0,9 m no grāvja malas.

Vēl viens grāvju iecirknis izvietots purva R malā, kur grāvji saposmo nelielu daļu purva, novadot ūdeņus robežgrāvī un pa to tālāk uz dienvidiem. Arī te raksturīgas lielas ūdens līmeņa starpības starp grāvjiem, kas nāk no purva, un robežgrāvī.

Kopumā Rožu purva hidroloģiskais režīms raksturojams kā maz ietekmēts, izņemot purva DR–D daļu. Šajā daļā novērojama vislielākā grāvju susinošā ietekme uz purvu biotopiem. Tāpēc te veikti pasākumi purva dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošanai un pašreizējā ūdens līmeņa paaugstināšanai, ierīkojot aizprostus uz esošajiem grāvjiem, kas novada ūdeni no purva.

HIDROLOĢISKĀ REŽĪMA ATJAUNOŠANAS PASĀKUMI

Purvu hidroloģiskā režīma atjaunošanai uz grāvjiem, kuri ierīkoti purvā un būtiski maina dabisko ūdens noteci no purva, tika izveidoti aizsprosti. Šādi apsaimniekošanas pasākumi tradicionāli tiek izmantoti cilvēka saimnieciskās darbības ietekmētos purvos (Price 1997). Aizsprostu izbūve uz grāvjiem palēnina ūdens noplūdi no purva, tādējādi padarot mitrāku grāvīm piegulošo teritoriju un nodrošinot labvēlīgākus augšanas apstākļus mitrumu mīlošiem purva augiem.

Aizsprosti tiek būvēti gan ar rokām, gan speciālu tehniku. Ar tehniku būvētie aizsprosti ir stipri sablīvēti kūdras vaļņi ar noteiktu augstumu, kas palēnina ūdens plūsmu grāvī, kā arī rada nelielu uzstādījumu virs aizsprosta. Savukārt ar roku veidotos aizsprostus nav iespējams tik stipri sablīvēt, tādēļ kūdras vaļņi tiek papildināti ar horizontāliem un vertikāliem baļķiem, kas palielina dambja stiprību. Aizsprosta izmērs ir atkarīgs no grāvja izmēra. Ar tehniku būvēto aizsprostu platums parasti ir nedaudz lielāks par grāvja platumu, bet garums ir apmēram divas reizes lielāks nekā grāvja platums, t. i., aizsprosts turpinās abpus grāvīm līdz pusei no grāvja platumā. Ar roku veidotie aizsprosti parasti ir šaurāki, to platums ir 1–1,5 m, atkarībā no grāvja izmēra un pastiprinošo konstrukcijas elementu daudzuma. Arī šie aizsprosti ir garāki par grāvja platumu un turpinās uz abām pusēm no grāvja malas vismaz 0,5 m. Sākumā kūdras aizsprosti tiek būvēti augstāki par projektētajām atzīmēm, jo kūdra ar laiku sasēžas, sasniedzot projektēto augstumu. Ūdens līmeņa starpība starp aizsprostu virsmu tiek plānota 10–35 cm, lai nebūtu pārāk plaši uzstādījumi grāvī un lai ūdens līmenis grāvī pēc tā izveides nesniegtos pāri grāvja krantij.

Projekta vietās purvos kopumā uzbūvēti 156 aizsprosti, no kuriem 29 atrodas Aizkraukles purvā, 14 Aklajā purvā, 54 Melnā ezera purvā un 59 Rožu purvā (1. tabula).

Pēc aizsprostu ierīkošanas novērota ūdens līmeņa celšanās un paaugstināta līmeņa saglabāšanās gan ziemā, gan 2013. gada vasaras sākumā ar nelielu līmeņa pazemināšanos 2013. gada vasaras beigās. Gruntsūdens līmeņa svārstību amplitūda pēc aizsprostu ierīkošanas ir samazinājusies, kas pierāda apsaimniekošanas pasākumu efektivitāti (2. tabula).

Aplūkojot gruntsūdens līmeņa svārstību datus, redzams, ka atsevišķos profilos pēc aizsprostu ierīkošanas uz grāvjiem ir notikušas būtiskas izmaiņas un gruntsūdens līmeņa svārstības ir krasi samazinājušās (piemēram, A2, R), bet citos profilos samazinājums ir mazāk būtisks (piemēram, A1, M2).

1. tabula. Purvos ierīkotie aizsprosti

Table 1. Dams constructed at the project sites

Projekta vieta Project site	Aizsprostu novietojums purvā (sk. 17.–20. attēlu) Location of dams in the mire (see Figure 17–20)	Aizsprostu skaits Number of dams	Ierīkošanas laiks Construction period
Aizkraukles purvs un meži Aizkraukle Mire and Forests	ZR daļa NW part	18	08–09/2012
	ZA daļa NE part	8	
	D daļa S part	3	
Aklais purvs Aklais Mire	Ģirupe (centrālā un R daļa) Ģirupe stream (central and W part)	4	08–09/2012
	Jūgupe un grāvis (DA daļa) Jūgupe stream and ditch (SE part)	8	
	Znotiņu ezera grāvis (ZA daļa) Znotiņi Lake ditch (NE part)	2	
Melnā ezera purvs Melnais Lake Mire	Galvenie grāvji pa visu lieguma teritoriju Main ditches in the entire site	54	01–02/2012
Rožu purvs Rožu Mire	D daļa S part	51	08–09/2012
	A mala E side	8	

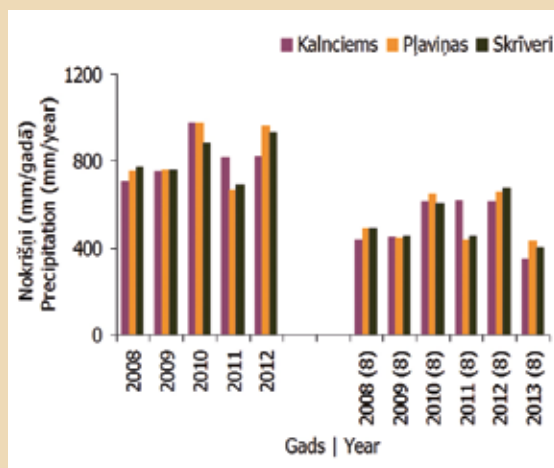
2. tabula. Kopsavilkums par gruntsūdens līmeņa (GŪL) izmaiņām urbemos pirms un pēc aizsprostu izveides

Table 2. Summary of groundwater table (GWT) changes in observation wells before and after dam construction

Profils Profile	GŪL profilā, m no z.v. (no – līdz) GWT in profile, m below earth surface (from–to)		GŪL svārstību amplitūda urbemos, m (minim. – maks.) Range of GWT fluctuations in wells, in m (min–max)	
	Pirms Before	Pēc After	Pirms Before	Pēc After
A1	+0,1–0,4	+0,2–0,25	0,3–0,35	0,1–0,25
A2	0,0–0,55	+0,1–0,2	0,3–0,5	0,15–0,25
A3	0,0–1,9	–	0,15–0,65	–
A4	0,0–0,6	+0,05–0,4	0,25–0,35	0,15–0,25
Ak1	+0,1–0,4	+0,45–0,1	0,3–0,5	0,1–0,2
Ak2	+0,05–0,4	+0,05–0,25	0,25	0,1–0,15
M1	0,0–1,0	+0,1–0,8	0,25–0,4	0,25–0,6
M2	0,05–0,45	+0,25–0,2	0,2–0,25	0,1–0,25
R	0,0–0,9	+0,05–0,2	0,3–0,8	0,15

ŪDENS LĪMEŅA SVĀRSTĪBAS PURVĀ, TĀS IETEKMĒJOŠIE FAKTORI

Katrā pētītajā purvā, katrā profilā gruntsūdens līmeņa režīms bija nedaudz atšķirīgs, to noteica gan profila novietojums purvā, gan grāvju izmērs, pie kuriem ierīkots profils. Vienlaikus konstatētas gruntsūdens līmeņa izmaiņas, kas raksturīgas visiem purviem neatkarīgi no grāvju tipa un acīmredzot saistītas ar klimatiskajiem apstākļiem. Tāpēc gruntsūdens līmeņa svārstības aplūkotas, ņemot vērā arī nokrišņu daudzumu tuvākajās meteoroloģiskajās stacijās (par pēdējiem gadiem kopš 2008. gada) (21. attēls).



21. attēls. Nokrišņu daudzums pētījumu teritorijām tuvākajās meteoroloģiskajās stacijās (dati no LVĢMC – Meteoroloģija 2013). Grafikā atainots kopējais nokrišņu daudzums mm gadā – 2008, nokrišņu daudzums pirmajos astoņos gada mēnešos – 2008 (8)

Figure 21. Amount of precipitation at meteorological stations nearest to the project sites (data from LVĢMC – Meteoroloģija 2013). Plot shows precipitation per annum and per first eight months – 2008 (8)

Redzams, ka 2008., 2009. un 2011. gads ir bijuši sausāki nekā 2010. un 2012. gads. Salīdzinot nokrišņu daudzumu par 8 mēnešiem, var secināt, ka arī 2013. gads pieder pie sausajiem gadiem. Šajā gadā nokrišņu daudzums 8 mēnešos ir vismazākais visā salīdzinājumu periodā visās stacijās.

Projekta vietās var nodalīt vairāku tipu grāvjus (22. attēls): (1) dziļi, daļēji ar ūdeni pildīti, drenējoši grāvji, (2) plati grāvji, pilnībā pildīti ar ūdeni, (3) mazi, sekli grāvīši un (4) lieli, ar sfagniem aizauguši grāvji. Ņemot vērā grāvju atšķirības, apsaimniekošanas pasākumu efektivitāte analizēta katram grāvju tipam atsevišķi.

Pie dziļiem, daļēji ar ūdeni pildītiem, drenējošiem grāvjiem, kā Aizkraukles purvā pie A3 profila vai Melnā ezera purvā pie profila M2 (23. attēls) un netālu no urbumiem M1-3 un M1-4, gruntsūdens līmeņa izmaiņas ir izteiktākas, starpība starp zemāko un augstāko līmeņa atzīmi sasniedz 0,45–1,2 m urbumos, kas atrodas 10–25 m attālumā no grāvja. Arī attālākie urbumi uzrāda grāvja ietekmi, bet tā ir mazāk izteikta.

Aizsprostu izbūve šādos grāvjos sniedz acīmredzamu efektu. Gruntsūdens līmeņa novērojumi liecina, ka pēc aizsprostu izbūves pavasarī gruntsūdens līmenis ir paaugstinājies par 10–25 cm un saglabājies šādā līmenī līdz 2013. gada vasarai, kad līmenis



Dziļš, daļēji ar ūdeni pildīts, drenējošs grāvis Melnā ezera purvā
Deep, partially water-filled draining ditch in Melnais Lake Mire



Plats, pilnībā ar ūdeni pildīts grāvis Aizkraukles purvā
Wide, completely water-filled ditch in the NW part of Aizkraukle Mire



Mazi, sekli grāvīši Aizkraukles purva ZA stūrī
Small, shallow ditches in the NE corner of Aizkraukle Mire



Plats, sfagniem aizaudzis grāvis Aklā purva DA daļā
Wide ditch overgrown with *Sphagnum* in the SE part of Aklais Mire

Foto/Photo: Aija Dēliņa

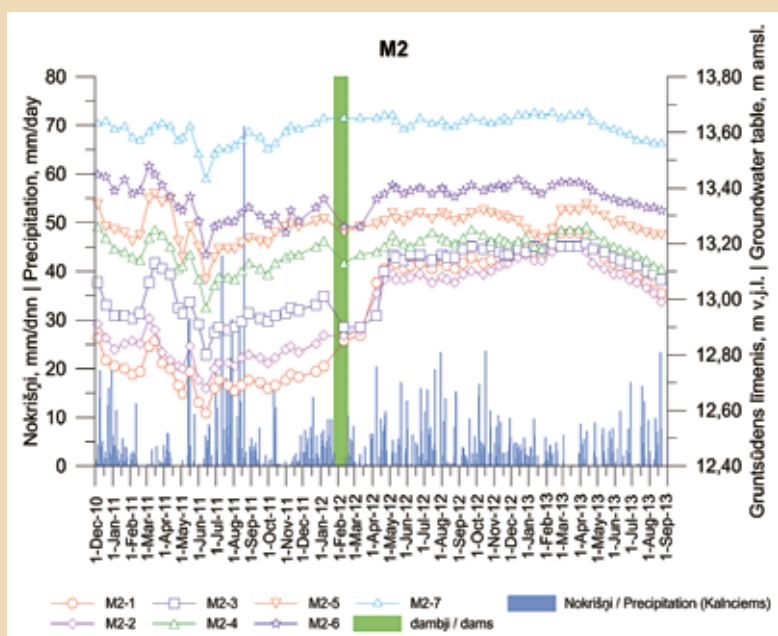
22. attēls. Dažādi grāvji pētītajos purvos

Figure 22. Different ditches in the project mires

sācis pazemināties. Ūdens līmeņa pazemināšanās kopš 2013. gada vasaras sākuma novērojama arī pārējos profilos, tātad tas ir saistīts ar daudzgadīgām ūdens līmeņa svārstībām, ko nosaka klimatiskie apstākļi teritorijā.

Pirms aizsprostu ierīkošanas gruntsūdens līmeņa svārstības M2 un A3 urbemos bija 20–65 cm, bet pēc aizsprostu ierīkošanas profilā M2 gruntsūdens līmeņa svārstības samazinājās līdz 10–25 cm. Viskrasākās izmaiņas ir pirmajos trīs urbemos pie grāvja, t. i., līdz 10 m attālumam no grāvja. Tālākajos urbemos gruntsūdens līmeņa izmaiņas ir vājāk izteiktas, bet līmeņa paaugstināšanās un stabilizācija tāpat ir novērojama.

Salīdzinot datus par nokrišņu daudzumu un gruntsūdens līmeni M2 profilā, cieša sakarība starp ūdens līmeņa izmaiņām purvā un nokrišņu daudzumu nav konstatējama. Viens no iemesliem varētu būt diezgan lielais attālumus starp novērojumu staciju un purvu, kā arī mikroklimatiskie apstākļi purvā. Vienlaikus zināmas sakarības var novērot, analizējot nokrišņu daudzumu gada griezumā. 2011. gadā ir bijis nevienmērīgs nokrišņu sadalījums ar sausāku ziemu un pavasari un slapjāku vasaru, kurā bijuši atsevišķi ļoti intensīvu nokrišņu periodi, un slapjāku decembri. Arī gruntsūdens līmenim



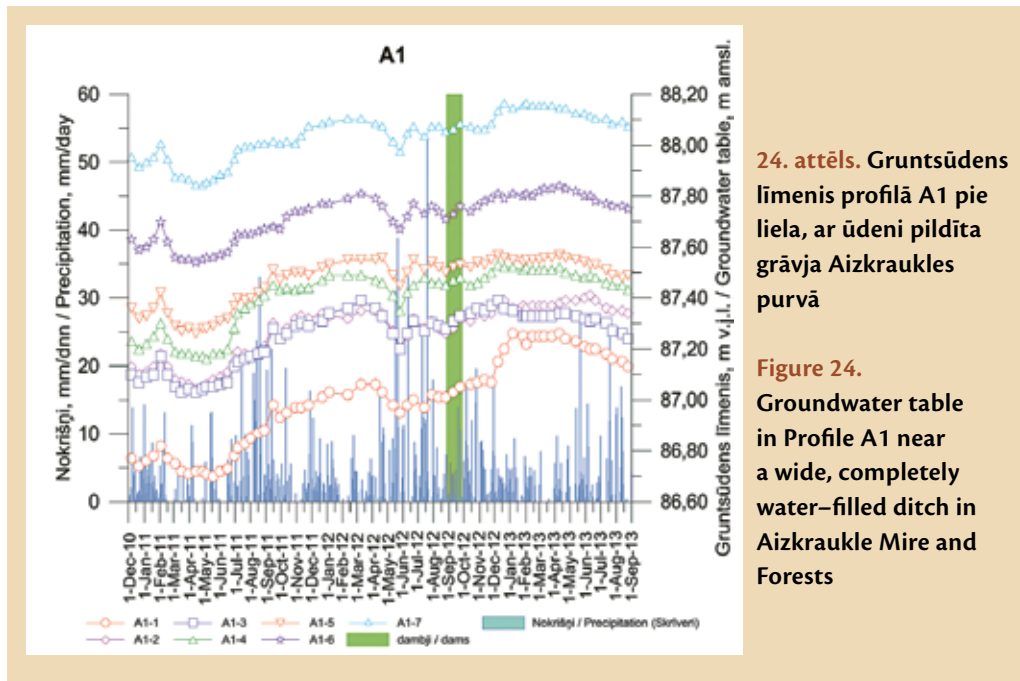
23. attēls.
Gruntsūdens līmenis profilā M2 pie dziļa, drenējoša grāvja Melnā ezera purvā

Figure 23.
Groundwater table in Profile M2 near a deep, draining ditch in Melnais Lake Mire

raksturīgas krasākas svārstības ar izteiktiem īslaicīgiem (1–2 nedēļas) kāpumiem un kritumiem 12–15 cm amplitūdā. Kopumā gruntsūdens līmenim M2 profilā ir izteikts kritums 2011. gada pavasarī un vasaras sākumā, ko varētu skaidrot ar nelielo nokrišņu daudzumu iepriekšējās sezonās. Savukārt 2012. gadā nokrišņu ir vairāk nekā 2011. gadā, to sadalījums vienmērīgāks visa gada griezumā bez ārkārtīgi intensīviem nokrišņu periodiem. 2013. gada sākums atkal ir salīdzinoši sausāks, nokrišņu daudzums pamazām pieaug tikai vasaras otrā pusē, rudenī. Gruntsūdens līmeņa svārstības M2 profilā šajā periodā gan ietekmē ne tikai nokrišņu daudzums, bet arī uz grāvja izbūvētie aizsprosti, tādējādi stabilizējot līmeņa svārstības. Iepriekš jau pieminēto gruntsūdens līmeņa pazemināšanos kopš 2013. gada aprīļa vidus var tieši saistīt ar samazināto nokrišņu daudzumu šajā gadā.

Pie platiem, ar ūdeni pilnībā pildītiem grāvjiem, kādi ir Rožu purvā pie R profila un Aizkraukles purvā pie A1 profila, novērojamas gruntsūdens līmeņa svārstības ir līdzīgas kā pie drenējošiem grāvjiem. Ūdens līmeņa svārstību kopējā amplitūda ir pat nedaudz lielāka nekā pie labi drenējošiem grāvjiem (30–80 cm), bet svārstības ir lēnākas, ar mazāku amplitūdu, vairāk saistītas ar sezonālām līmeņa izmaiņām, nevis ar atsevišķiem intensīvu nokrišņu periodiem (24. attēls). Te starpība starp zemāko un augstāko gruntsūdens līmeni profilā vienā laika momentā pirms aizsprostu izbūves ir 50–60 cm, gruntsūdens līmenis mainās no +10–0 cm virs zemes virsmas (urbuma apkārtnē applūdusi) līdz 40–90 cm dziļumam no zemes virsmas. Gruntsūdens līmeņa dziļumu lielā mērā ietekmē purva kupola augstums.

Aizsprostu izbūve šādos grāvjos paaugstina un stabilizē gruntsūdens līmeni purvā grāvja apkārtnē. Gruntsūdens līmeņa novērojumi liecina, ka pēc aizsprostu izbūves



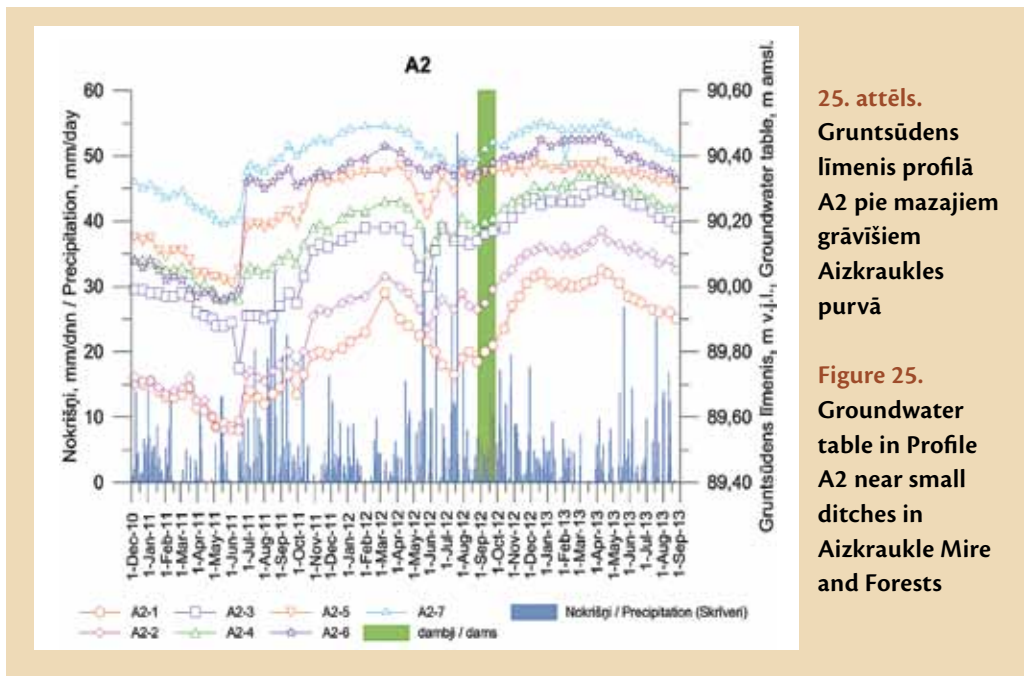
kopējā gruntsūdens līmeņa svārstību amplitūda ir stabilizējusies un ir 10–25 cm diapazonā. Gruntsūdens līmenis ir paaugstinājies un sasniedz no +5 ÷ +20 cm virs zemes virsmas līdz 20–25 cm zem zemes virsmas.

Šo lielo, ar ūdeni pildīto grāvju tiešā ietekme novērojama tikai līdz 5 m attālumam no grāvja, bet ūdens līmeņa stabilizācija novērojama arī tālākajos urbumos 250 m un pat 500 m attālumā no grāvja. Vienlaikus jāatzīmē savdabīgs, pašlaik vēl neizpētīts novērojums – izteikta ūdens līmeņa paaugstināšanās tālākajā urbumā A1-7 250 m attālumā no grāvja. Iespējams, izteiktais kāpums saistīts ar to, ka urbums atrodas netālu no akaču un lāmu teritorijas vidusass un šī akaču un lāmu teritorija stiepjas līdz pat 75–100 m no grāvja. Domājams, ka šādas lāmu–akaču zonas daudz straujāk reaģē uz hidroloģiskā režīma maiņām, bet tas būtu pētāms atsevišķi.

A1 profilā, līdzīgi kā M2 profilā, var novērot zināmas sakarības starp gruntsūdens līmeņa svārstībām un nokrišņu daudzumu. 2011. gadā ir bijis nevienmērīgs nokrišņu sadalījums ar izteikti slapjāku 2011. gada augustu, kas varētu noteikt īslaicīgo ūdens līmeņa kāpumu par 10 cm septembra sākumā vai līdzīgas īslaicīgas svārstības 2012. gada vasaras sākumā. Turklāt šīs īslaicīgās svārstības novērojamas urbumos līdz pat 50–100 m attālumam no grāvja. Gan A1, gan R profilā raksturīga gruntsūdens līmeņa pakāpeniska pazemināšanās kopš 2013. gada vasaras sākuma, to varētu skaidrot ar sauso pavasari.

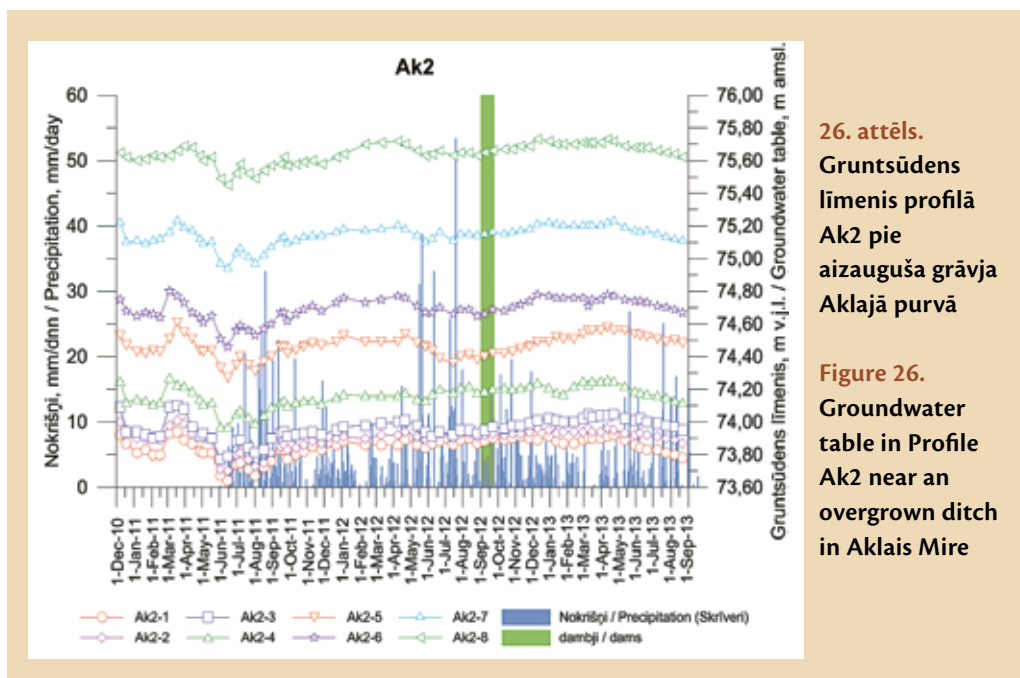
Mazi, sekli grāvīši (dziļums līdz 0,5 m, platums ap 0,2 m) atrodas tikai Aizkraukles purva ZA daļā, kur izveidots A2 profils. Iegūtie dati par gruntsūdens līmeņa izmaiņām ir pārsteidzoši. Ņemot vērā grāvīšu nelielos izmērus, varētu sagaidīt, ka to ietekme uz ūdens līmeņa režīmu purvā būs niecīga. Tomēr novērojumi pierādīja pretējo (25. attēls) – grāvja nelielais izmērs nebūt nenosaka to, ka ietekme būs minimāla.

Te, līdzīgi kā pie iepriekš aprakstītajiem lielajiem grāvjiem, gruntsūdens līmeņa svārstību amplitūda pirms aizsprostu izbūves ir tikai nedaudz mazāka, 30–50 cm, un gruntsūdens ieguluma dziļums ir 0–55 cm no zemes virsmas. Pēc aizsprostu izbūves gruntsūdens līmenis paaugstinājies līdz +10 cm virs zemes virsmas grāvja tuvumā un līdz 20 cm dziļumā tālāk purvā. Gruntsūdens līmeņa svārstību amplitūda samazinājusies līdz 15–25 cm kopumā visā novērojumu periodā. Secināts, ka gruntsūdens līmeņa raksturlielumu vērtības ir salīdzināmas ar vērtībām pie lielajiem grāvjiem. Šiem grāvjiem ir atšķirīgas izteiktās gruntsūdens līmeņa svārstības – gan īslaicīgas, atspoguļojot atsevišķus intensīvāku nokrišņu periodus, gan ilglaicīgākas, piemēram, ūdens līmeņa kritums visos urbemos no 2012. gada marta–aprīļa līdz jūnijam–jūlijam, kas atbilst samērā nelielajam nokrišņu daudzumam 2011.–2012. gada ziemā. Turklāt šis kritums izteikti iezīmējas visos urbemos, bet grāvju tuvumā esošajos urbemos (A2–1 un A2–2) kritums un kāpums ir ilgāki, ar lielāku amplitūdu. Arī šajā profilā kopš 2013. gada pavasara vērojama ūdens līmeņa krišanās, kas saistīta ar 2013. gada sauso pavasari un vasaru.



Plati, sfagniem stipri aizauguši grāvji, kā Aklajā purvā, kur izveidots Ak2 profils, tāpat drenē purvu, bet to ietekme uz gruntsūdens līmeni ir daudz vājāk izteikta (26. attēls). Par to liecina mazākas gruntsūdens līmeņa svārstības pirms aizsprostu būves – Ak2 profilā gruntsūdens līmeņa dziļuma izmaiņas visā novērojumu periodā ir tikai ap 25 cm, bet pēc aizsprostu būves gruntsūdens līmenis vēl vairāk stabilizējas un līmeņa izmaiņu amplitūda samazinās līdz pat 10–15 cm.

Novērojumi liecina, ka te visos urbemos gruntsūdens līmeņa izmaiņas ir līdzīgas – atsevišķi īslaicīgi kāpumi un kritumi novērojami jebkurā attālumā no grāvja, vienīgi tālākajos urbemos šo atsevišķo izmaiņu amplitūda ir mazāka (5–10 cm) nekā tuvākajos urbemos



(10–20 cm). No vienas puses, tas varētu liecināt, ka šādam grāvim nav būtiskas ietekmes uz purva hidroloģisko režīmu. No otras puses, tieši šīs atsevišķo amplitūdu atšķirības dažādos attālumos no grāvja un ūdens līmeņa stabilizēšanās pēc aizsprostu izbūves apstiprina, ka grāvja ietekme ir bijusi.

4.2. APSAIMNIEKOŠANAS PASĀKUMU IETEKME UZ AUGSTĀ PURVA BIOTOPIEM ROŽU, AKLAJĀ UN AIZKRAUKLES PURVĀ

Agnese Priede

Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, e-pasts: agnesepriede@hotmail.com

Projekta „Augstie purvi” LIFE08NAT/LV/000449 ietvaros Rožu, Aklajā un Aizkraukles purvā veikta ūdens līmeņa paaugstināšana, aizdambējot grāvjus. Šis paņēmieni Latvijā izmantots jau vairākkārt un ir devis vērā ņemamus panākumus purva veģetācijas atjaunošanā (Bergmanis u. c. 2002, Ķuze & Priede 2008, Salmiņa & Bambe 2008).

Lai dokumentētu un izvērtētu Rožu, Aklā un Aizkraukles purva augsto purvu biotopu stāvokli pirms un pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas, no 2010. līdz 2013. gadam veikts veģetācijas monitorings. Visos trīs purvos veikti purva atjaunošanas pasākumi, paaugstinot ūdenslīmeni – aizdambējot grāvjus un tādējādi kavējot ūdens strauju aizplūšanu no purviem. Pētījumā novērotas veģetācijas izmaiņas, lai noskaidrotu ūdens līmeņa paaugstināšanas ietekmi uz purva veģetāciju un purva biotopu atjaunošanos.



Novadgrāvis pēc aizsprostu būvniecības Rožu purvā 2012. gada pavasarī (pa kreisi) un 2013. gada vasarā (pa labi)

Drainage ditch after building of dams in Rožu Mire in springtime 2012 (left) and in summer 2013 (right)

Foto/Photo: Māra Pakalne

MATERIĀLS UN METODES

Veģetācijas monitorings īstenots trīs purvos: dabas liegumos „Rožu purvs”, „Aklais purvs” un „Aizkraukles purvs un meži”. Purva biotopu apsaimniekošanas efektivitātes monitorings veikts tikai tajās dabas liegumu daļās, kur sastopami neskarti augsto purvu, degradētu augsto purvu vai purvainu mežu biotopi. Visās monitoringa vietās konstatētas dažādu pakāpju purva biotopu degradācijas pazīmes 20. gs. laikā veiktās meliorācijas ietekmē. Meliorācijas grāvju tuvumā atkarībā no grāvju blīvuma un noteces apjoma vairāk vai mazāk izteikti dominē sīkkrūmi, galvenokārt virši, vietām grāvju tuvumā izzuduši sfagni. Nosusināšanas ietekmētajās vietās augstais purvs daļēji aizaudzis ar strauji augošām priedēm, retāk purva bērziem, sūnu stāvā vietām sfagni izzuduši pavisam, to īpatsvars ir mazāks nekā parasti neskartos augstajos purvos, vai to vietā dominē boreāliem skujkoku mežiem raksturīgas zaļšūnas.

Veģetācijas monitoringa vietas izvēlētas tā, lai tās vismaz daļēji sakristu ar vietām, kur plānoti purva aizsprosti uz meliorācijas grāvjiem un kur bija gaidāmas veģetācijas izmaiņas hidroloģiskā režīma izmaiņu ietekmē, kā arī ar hidroloģiskā monitoringa transektēm. Veģetācijas monitoringa parauglaukumi nav ierīkoti visu plānoto aizsprostu tuvumā, bet vietās, kas ir pietiekami reprezentatīvas, lai atspoguļotu izmaiņu raksturu kopumā.

Lai iegūtu pietiekami lielu atkārtojumu skaitu, katrā purvā ierīkotas 4 līdz 6 transektes ar 5 līdz 6 parauglaukumiem katrā, visos trijos purvos kopā 81 pastāvīgais parauglaukums. Rožu purvā ierīkoti 26 parauglaukumi 5 transektēs, Aklajā purvā – 30 parauglaukumi 6 transektēs un Aizkraukles purvā – 25 parauglaukumi 5 transektēs.

Veģetācijas aprakstīšanas metode veikta, balstoties uz Latvijas Dabas fonda 2003. gadā izstrādāto Purvu biotopu un sugu monitoringa rokasgrāmatu (Anon. 2003), modificējot lauka datu formu un parauglaukumu formu un izmērus. Veģetācija novērtēta apļa formas laukumos ar 4 m diametru. Tie izvietoti transektēs pa 5–6 līnijā virzienā prom no meliorācijas grāvja, attālums starp parauglaukumu centriem – 6 m. Parauglaukuma

centrs iezīmēts ar koka mietu vai kā centrs iezīmēts tur augošs koks, kā arī ar GPS uztvērēju fiksētas parauglaukuma centra ģeogrāfiskās koordinātas.

Veģetācija aprakstīta, izmantojot Brauna–Blankē metodi. Novērtēts projektīvais segums procentos pa veģetācijas stāviem (koku, krūmu, lakstaugu un sīkrūmu, sūnu un ķērpju stāvos). Viršiem novērtēta vitalitāte pēc četrballu sistēmas: 1 – laba vitalitāte, 2 – vidēja vitalitāte (atsevišķas kalšanas pazīmes), 3 – slikta vitalitāte (kalst), 4 – nokaltis. Katru gadu veikta visu parauglaukumu fotofiksācija no viena un tā paša rakursa.

Lai izprastu izmaiņu raksturu monitoringa vietās četrus gadu laikā, šajā rakstā analizētas vairāku indikatorsugu izmaiņas parauglaukumos: (1) sila virša *Calluna vulgaris* vitalitāte un projektīvais segums, (2) zaļsūnu (*Šrēbera rūsaines* *Pleurozium schreberi*, divzobju *Dicranum* spp., spīdīgās stāvaines *Hylocomium splendens*), kadiķu dzegužlīna *Poytrichum juniperinum* un sfagnu *Sphagnum* spp. segums, t. sk. atkarībā no attāluma līdz tuvākajam meliorācijas grāvim.

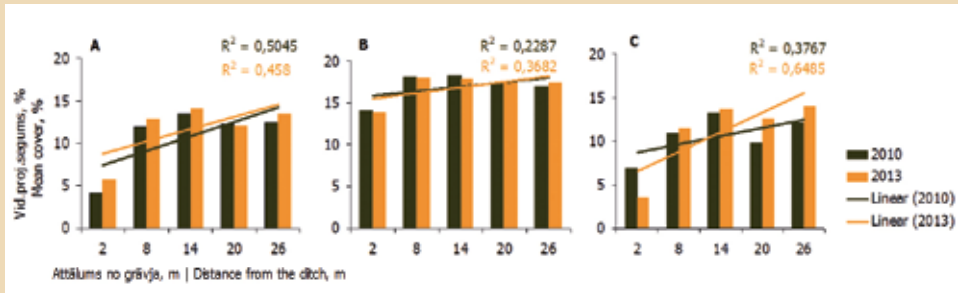
REZULTĀTI

Monitoringa ietvaros trīs gadu laikā pirms purvu atjaunošanas darbiem fiksēts purva veģetācijas stāvoklis un tā dabiskā mainība. Taču, tā kā ūdens līmenis bija paaugstināts tikai trešā novērojumu gada rudenī, dokumentētās izmaiņas nepilna gada laikā pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas iezīmē tikai sākotnējo izmaiņu raksturu, pārāk īsa novērojumu perioda dēļ pagaidām neļaujot izvērtēt izmaiņas ilgtermiņā. Visizteiktākās izmaiņas novērotas Rožu purvā, kur grāvju dambēšana no trim purviem veikta visagrāk (2012. gada vasaras beigās). Rožu purvā parauglaukumos grāvju tuvumā jau apmēram mēnesi pēc ūdenslīmeņa pacelšanās sāka kalst virši. Aklajā purvā un Aizkraukles purvā, kur aizsprosti uz grāvjiem uzbūvēti nedaudz vēlāk, ar ūdenslīmeņa izmaiņām saistīta viršu kalšana netika novērota. Viršu vitalitāte pasliktinājās arī Aklajā un Aizkraukles purvā (28. A, B attēls), taču tas drīzāk saistāms ar dabiskām fluktuācijām, viršu dabisku novecošanos, kā arī dažos parauglaukumos ar nomīdīšanas ietekmi monitoringa un aizsprostu būvniecības laikā.

Jau 2012. gada rudenī un 2013. gada vasaras sākumā Rožu purvā grāvjos parauglaukumu tuvumā ūdens līmenis bija paaugstinājies par apmēram 10–20 cm, taču parauglaukumu apkārtnē lielākas ārpus grāvjiem applūdušas platības purvā netika konstatētas. Aklajā purvā un Aizkraukles purvā ūdenslīmenis grāvjos pēc aizsprostu uzbūvēšanas bija paaugstinājies, taču parauglaukumu apkārtnē applūdušu platību nebija. Visos trīs purvos novērotas nelielas izmaiņas kūdras mitrumā grāvju tuvumā, vietām nelielas platības grāvju tuvumā atradās zem ūdens dažu centimetru dziļumā.

Tā kā parauglaukumi izvietoti transektēs līdz 26 m attālumā no grāvjiem, tad šī attāluma robežās iespējams analizēt grāvju ietekmi uz sfagnu – galveno augstā purva ekosistēmai optimāla mitruma apstākļu indikatoru – seguma izmaiņām. Aprakstot parauglaukumu veģetācijas stāvokli 2010. gadā, nevienā no trim purviem nav konstatēta cieša lineāra sakarība starp attālumu no grāvja un vidējo sfagnu segumu. Biotopu

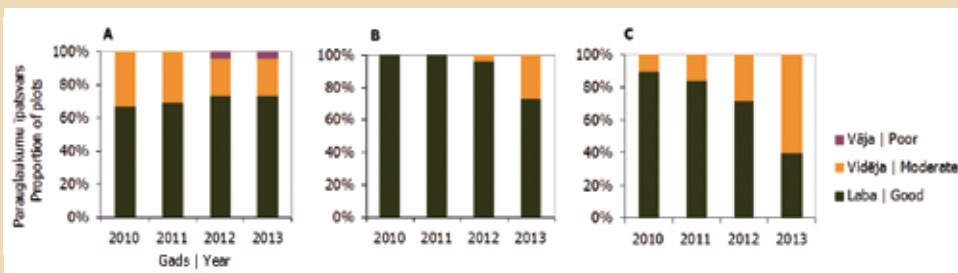
stāvokļa izmaiņu salīdzināšanai analizēts arī vidējais sfagnu segums atkarībā no attāluma līdz grāvim 2013. gadā pēc ūdenslīmeņa pacelšanas, bet izteikta lineāra sakarība netika konstatēta (27. attēls).



27. attēls. Sfagnu vidējā seguma izmaiņas atkarībā no attāluma līdz tuvākajam grāvim 2010. un 2013. gadā. Atzīmēta lineārās regresijas likne un norādīts determinācijas koeficients. A – Rožu purvs, B – Aklais purvs, C – Aizkraukles purvs

Figure 27. Mean *Sphagnum* cover in relation to the distance to the nearest drainage ditch in 2010 and 2013. Linear regression line and determination coefficient are shown. A – Rožu Mire, B – Aklais Mire, C – Aizkraukle Mire

Sila virsis ir suga, kas, nosusinātā augstajā purvā paceļot ūdens līmeni, parasti reaģē visstraujāk. Rožu purvā viršu vitalitātes izmaiņas bija novērojamas jau apmēram mēnesi pēc ūdenslīmeņa pacelšanas, taču monitoringa vietās viršu kalšana notika tikai tiešā aizdambēto grāvju tuvumā. Nepilnu gadu pēc ūdenslīmeņa pacelšanas viršu kalšana lielākā attālumā no aizdambētajiem grāvjiem ar paceltu ūdenslīmeni netika novērota nevienā no trim purviem. Izmaiņu vispārējais raksturs parādīts divu parauglaukumu piemēros 29., 30. attēlā.

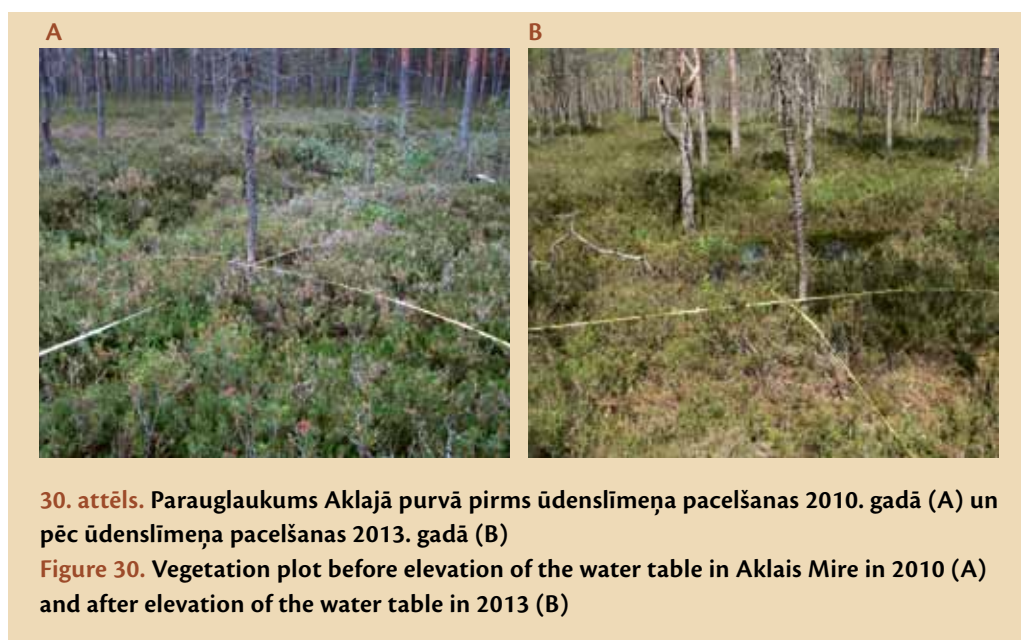
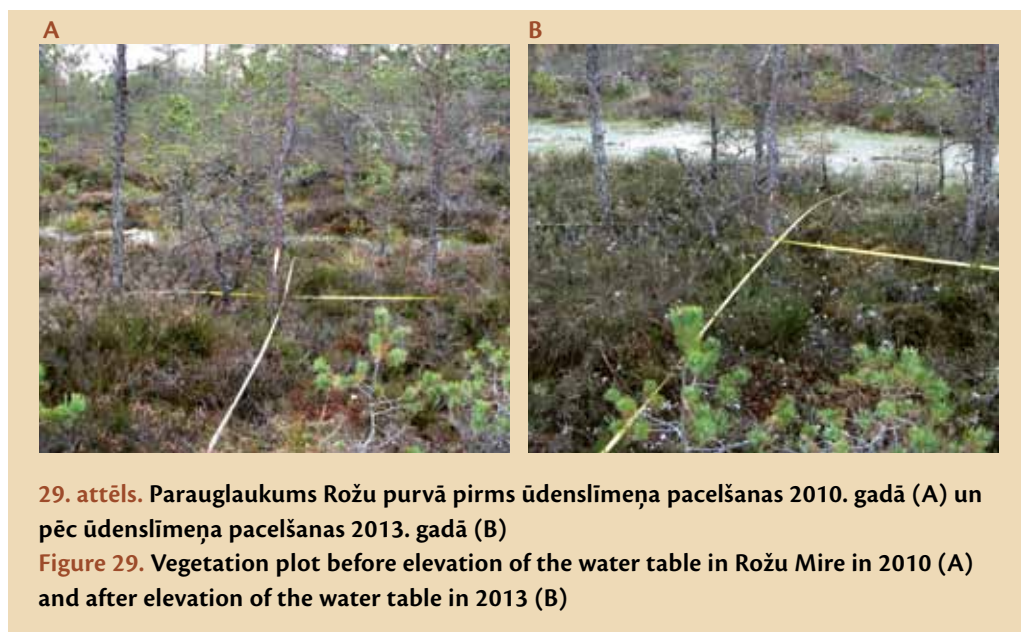


28. attēls. Viršu vitalitātes izmaiņas Rožu (A), Aklajā (B) un Aizkraukles purvā (C)

Figure 28. Shifts in the heather vitality in Rožu (A), Aklais (B) and Aizkraukle (C) Mire

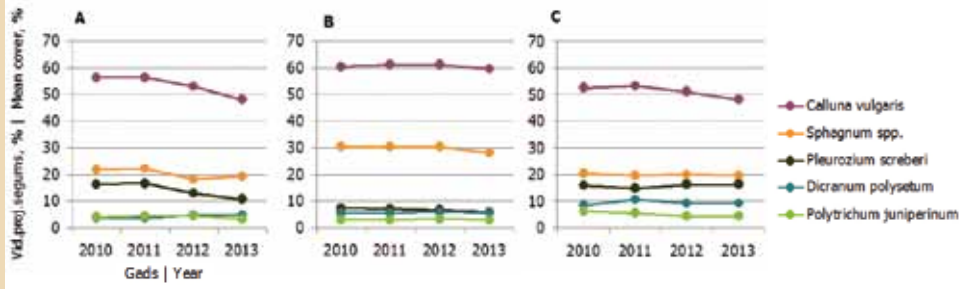
Nelielas izmaiņas novērotas arī sila virša segumā, taču tās nav vērtējamas kā būtiskas nevienā no purviem (28. attēls).

Augstā purva mitruma pakāpes indikatoru – sfagnu, sila virša un zaļsūnu – vidējā projektīvā seguma izmaiņas trīs gadu laikā (2010–2012) visos trīs purvos uzrāda nelielas dabiskās veģetācijas fluktuācijas (31. attēls). Visos trīs purvos veģetācijas dabiskā mainība nosusināšanas ietekmētajās purvu daļās bija relatīvi lēna un izmaiņas sugu sastāvā un segumā nenozīmīgas. Citi būtiski faktori vai traucējumi nevienā parauglaukumā netika konstatēti.



Foto/Photo: Agnese Priede

2013. gadā pēc ūdenslīmeņa pacelšanas būtiskas izmaiņas sfagnu segumā nav notikušas. Pēc grāvju aizdambēšanas kūdra kļuvusi mitrāka, īpaši parauglaukumos tieši grāvju tuvumā (vidēji 2–8 m attālumā no grāvjiem). Taču novērojumu periods bija īss, un izmaiņas sfagnu segumā netika novērotas. Netika konstatētas arī vēnā ņemamas izmaiņas citu sūnaugu projektīvajā segumā.



31. attēls. Pētīto augu sugu vidējā projektīvā seguma izmaiņas Rožu (A), Aklajā (B) un Aizkraukles (C) purvā

Figure 31. Shifts in the mean cover of some plant species in Rožu (A), Aklais (B) and Aizkraukle (C) Mire

DISKUSIJA

Pirms purva atjaunošanas darbiem veģetācijas mainība trīs gadu laikā nevienā no purviem neuzrādīja būtiskas izmaiņas. Arī pētījumi purvos citviet Eiropā parāda, ka dabiskā fluktuācija dažu gadu laikā lielākajai daļai augsto purvu augu sugu ir nenozīmīga (piemēram, Gunnarsson & Lars-Åke 2007). Viršu seguma izmaiņas pirms ūdenslīmeņa paaugstināšanas uzrādīja nelielas dabiskas fluktuācijas, kas vērtējamas kā nenozīmīgas. Arī viršu vitalitātes dabiskās izmaiņas, kas ietekmē viršu projektīvo segumu, nav bijušas nozīmīgas – lielākās izmaiņas pirms ūdenslīmeņa pacelšanas triju gadu laikā novērotas Aizkraukles purvā, taču tas drīzāk saistāms ar viršu dabisku novecošanos un izmīdīšanas ietekmi parauglaukumu apsekošanas laikā, kā arī aizsprostu būvniecību. Kā liecina viršu veģetatīvās reģenerācijas pētījumi, bioloģiski vecu (> 15 gadi) viršu audzēs veģetatīvās atjaunošanās kapacitāte ievērojami samazinās (Mohamed & Gimingham 1970) un viršu audzes kļūst skrajākas. Ūdenslīmeņa paaugstināšana par apmēram 10–30 cm grāvju tuvumā strauji izraisīja viršu kalšanu visos trijos purvos, tas liecina par kūdras samitrināšanos un degradētiem purviem raksturīgajai izteiktajai viršu domināncei nepiemērotu apstākļu veidošanos.

Bez viršiem augšanas apstākļu izmaiņas straujāk nekā vaskulārie augi parasti uzrāda arī sūnaugi, kas turpina augt visā bezsala periodā (Gunnarsson & Lars-Åke 2007, Loisel et al. 2012). Nevienā no purviem trīs gadu laikā pirms purva atjaunošanas darbiem netika konstatētas būtiskas izmaiņas atsevišķu sūnu sugu vai ģinšu projektīvajā segumā, un tas liecina, ka dabiskās fluktuācijas ir nelielas.

Plānojot purvu nosusināšanu, parasti tiek ievērots šāds princips: lai panāktu vēlamo efektu, nosusināšanas ietekmes platumam uz abām grāvja pusēm jābūt ap 10–15 m, bet tālāk gruntsūdens ietekmes izmaiņas nav tik būtiskas (Nusbaums 2008). Tādējādi nosusināšanas ietekmei arī uz purva veģetāciju visizteiktākai vajadzētu būt tiešā grāvja tuvumā, kur parasti efektīvas grāvju darbības rezultātā sfagnu var tikpat kā nebūt. Kopumā visu triju purvu piemēri liecina, ka tiešā joprojām darbojošos grāvju ietekmē līdz 8 m attālumam vidējais sfagnu segums ir niecīgs, un, lai gan nav ciešas lineārās saistības starp vidējā sfagnu seguma pieaugumu un pieaugošu attālumu no grāvja, sākot ar 8 m attālumu, visos purvos vidējais sfagnu segums vērā ņemami palielinās. Tomēr šis novērojums nav vispārināms, jo jāņem vērā arī grāvju dziļums, ūdens līmenis grāvjos, kā arī blakus esošo grāvju kumulatīvā ietekme.

Augsto purvu veģetācijas atjaunošanās sekmju novērtējumā var izmantot arī citus indikatorus, piemēram, parasto baltmeldru *Rhynchospora alba*, kas strauji sāk ieviesties mitrās un seklās pārplūdušās ieplakās (Ķuze & Priede 2008, Priede, šajā krājumā). Taču Rožu, Aklā un Aizkraukles purva gadījumā parastais baltmeldrs ārpus kontroles parauglaukumiem meliorācijas neskartajās vai mazietekmētajās vietās parauglaukumos tikpat kā netika konstatēts, kā arī īsā novērojumu perioda dēļ 2013. gadā vēl nebija ieviesies vietās, kas kļuvušas mitrākas.

Purvu atjaunošanas pieredze Rietumeiropā un Centrāleiropā, kur tā uzkrāta ilgāku laiku nekā Latvijā, liecina, ka ir iespējama sekmīga purva ekosistēmas atjaunošana, ja pastāv daži priekšnosacījumi: augstajam purvam raksturīgs hidroloģiskais režīms bez izteiktas nosusināšanas ietekmes un sēkļu un sporu avotiem apkārtnē (Mooney & Wheeler 1999, Jauhiainen et al. 2002, Vasander et al. 2003). Pagaidām Rožu purvā,



Parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*
White beak-sedge

Foto/Photo: Māra Pakalne

Aklajā purvā un Aizkraukles purvā monitoringa periods vērtējams kā pārāk īss, lai pamatoti vērtētu augstajam purvam raksturīgas veģetācijas atjaunošanos veikto pasākumu ietekmē. Taču, kā liecina pēdējie novērojumi 2013. gadā, ilgākā laika posmā, līdzīgi citiem atjaunotajiem Latvijas augstajiem purviem (Ķuze & Priede 2008, Salmiņa & Bambi 2008, Priede, šajā krājumā), paredzama sfagnu dominances veidošanās, grīšļu dzimtas augu, dzērveņu, raseņu – augsto purvu speciālo sugu – ieviešanās un izteiktā viršu īpatsvara samazināšanās. Tādējādi tiktu panākta ne tikai kūdras samitrināšana un tipisko sugu atgriešanās, bet arī atjaunotos purva ekosistēmas funkcijas – ūdens akumulācija, oglekļa uzkrāšana utt.

Veicot purvu hidroloģiskā režīma atjaunošanu vai citus purvu biotopu atjaunošanas pasākumus, ir svarīgi dokumentēt gan atjaunošanas paņēmienus un to efektivitāti, gan ilgāku laiku veikt purva sugu un biotopu monitoringu, tādējādi uzkrājot pieredzi, ko var izmantot līdzīgu projektu īstenošanai nākotnē.

4.3. GRUNTSŪDENS LĪMEŅA PAAUGSTINĀŠANAS IETEKME UZ AŪGĀJU DABAS LIEGUMĀ „MELNĀ EZERA PURVS”: PIRMIE REZULTĀTI

Liene Auniņa

Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, e-pasts: lsalmina@latnet.lv

Latvijā 10% no valsts teritorijas aizņem kūdras atradnes (Šnore 2004). Tiek uzskatīts, ka purvi aizņem 4,9% valsts teritorijas, taču precīza to platība Latvijā nav zināma. Pētījumi liecina, ka aizsprostu ierīkošana sekmē purva augāja atjaunošanos susināšanas ietekmētos purvos un jau izmantotajos purvos (Rowell 1988, Wheeler & Shaw 1995, Stoneman & Brooks 1997 pēc Lanta et al. 2006). Latvijā līdz šim gruntsūdens līmeņa stabilizēšanas pasākumi veikti desmit augstajos purvos, tai skaitā Melnā ezera purvā. Visi pasākumi, izņemot vienu, veikti *LIFE* projektu ietvaros. Šī raksta mērķis ir informēt par augāja izmaiņām pēc aizsprostu ierīkošanas un gruntsūdens līmeņa stabilizēšanas dabas liegumā „Melnā ezera purvs”.

MATERIĀLS UN METODES PĒTĪJUMU VIETA

Dabas liegums „Melnā ezera purvs” atrodas Tīreļu līdzenumā, kas ir bagāts ar purviem, taču aptuveni 40% no tiem jau ir izmantoti kūdras ieguvei, un kūdras ieguve turpinās.

No agrāk gandrīz 10 000 ha plašā Cenas tīreļa saglabājušās divas daļas – viena no tām (lielākā daļa – 2133 ha) ietilpst dabas liegumā „Cenas tīrelis”, otra (mazākā daļa – 317 ha) ietilpst dabas liegumā „Melnā ezera purvs”. Teritorija, kaut arī neliela, tomēr sava

ģeogrāfiskā novietojuma dēļ ir nozīmīga, jo papildina netālu uz rietumiem esošā Cenas tīreļa dabas lieguma bioloģiskās vērtības un ir ekoloģiskā koridora daļa, kas savieno augsto purvu ar tālāk uz rietumiem esošo Ķemeru nacionālo parku. Dabas liegums „Melnā ezera purvs” ir Cenas tīreļa austrumu daļa, kas palikusi nenorakta pārmērīga mitruma dēļ.

Dabas liegumu „Melnā ezera purvs” gandrīz no visām pusēm ietver kūdras izstrādes lauki un meliorācijas kontūrgrāvji (84% no teritorijas perimetra), turklāt grāvji ir arī pašā dabas liegumā, kas vēl vairāk pastiprina nosusināšanas efektu teritorijā. Kaut arī 266 ha jeb 84% no teritorijas aizņem Eiropas nozīmes īpaši aizsargājami mitrzemju biotopi (augstie purvi, distrofi ezeri un purvaini meži), tomēr kopumā teritorija ir vērtējama kā stipri ietekmēta. Apmēram 12% no dabas lieguma aizņem kūdras lauki, kuros kūdras ieguve pārtraukta 1989. gadā. Pašlaik lielākajā daļā no tiem ir izveidojušies nelieli stāvoši seklūdeņi, taču saglabājušās arī dažas neapplūdušas joslas. Kūdras laukos notiek dabiska augāja atjaunošanās (Dabas lieguma „Melnā ezera purvs” dabas aizsardzības plāns 2011).

METODES

EK LIFE+ projekta „Augstie purvi” ietvaros 2012. gada janvārī–februārī dabas lieguma „Melnā ezera purvs” grāvjos tika uzbūvēti 54 kūdras aizsprosti. Lai novērtētu pasākuma ietekmi uz purva augāju, veikta ikgadēja veģetācijas uzskaitē pastāvīgos parauglaukumos un parauglaukumu fotografēšana pirms un pēc aizsprostu ierīkošanas.

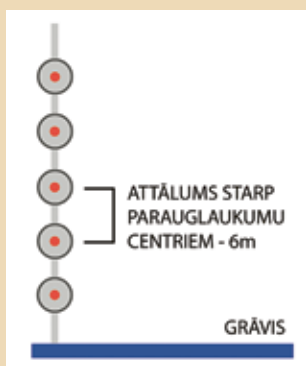
Lai objektīvi varētu sekot līdzi veģetācijas izmaiņām, parauglaukumi tika ierīkoti jau 2010. gada oktobrī. Veģetācija analizēta 2011. gadā un 2012. gada jūlijā un oktobrī.

PARAUGLAUKUMU IZVĒLE

Melnā ezera purvā parauglaukumi ierīkoti:

1. divos grāvjos, kuros plānota aizsprostu veidošana;
2. susināšanas ietekmētajā purva daļā blakus plānotajiem aizsprostiem, kur, visticamāk, veģetācijas izmaiņas notiks visstraujāk;
3. neapplūdušajā frēzlauka daļā.

Parauglaukumi, cik iespējams, ierīkoti blakus hidroloģisko mērījumu vietām, lai varētu salīdzināt veģetācijas izmaiņas ar ūdens līmeņa izmaiņām pēc aizsprostu ierīkošanas. Parauglaukumu ierīkošana veikta pēc tam, kad noteiktas plānotās aizsprostu vietas un ūdens līmeņa mērījumu vietas. Ietekmētajā un mazskartajā purva daļā veģetācija aprakstīta 4 m² lielos apļveida parauglaukumos. Ietekmētajā purva daļā parauglaukumi ierīkoti perpendikulāri susināšanas grāvim, attālums starp parauglaukuma centriem ir 6 m (32. attēls). Divos grāvjos parauglaukumi tika ierīkoti, lai noskaidrotu grāvju aizaugšanas tendences pēc aizsprostu ierīkošanas. Parauglaukumu izmērs uz grāvjiem bija atkarīgs no grāvju platuma un dziļuma, visbiežāk tas bija 2×2 m. Visi parauglaukumi nofotografēti. Parauglaukumu centrs vai kreisā mala (grāvjos) dabā atzīmēta ar krāsainu lenti, kas apsīta ap koku vai krūmu.



32. attēls. Parauglaukumu ierīkošanas shēma dabas lieguma „Melnā ezera purvs” ziemeļaustrumu un centrālajā daļā

Figure 32. Design of the arrangement of sample plots in Melnais Lake Mire

VEĢETĀCIJAS UZSKAITE

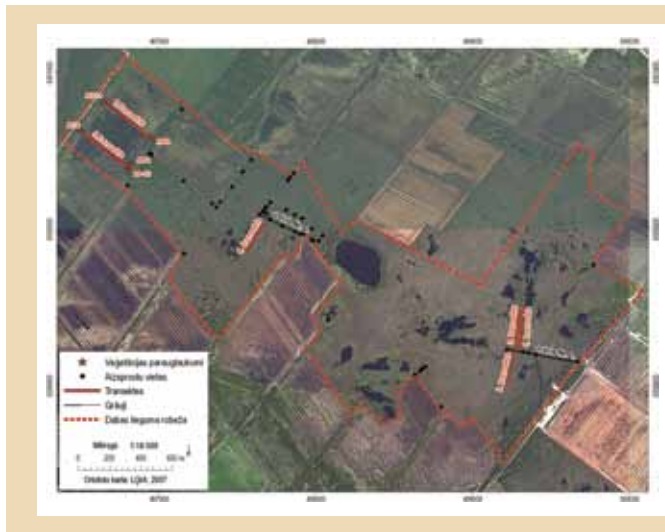
Parauglaukumos uzskaitītas visas tur sastopamās augu sugas un vizuāli novērtēts to projektīvais segums, atzīmēts koku skaits krūmu un koku stāvā, kā arī sīkrūmu un koku vitalitāte. Novērtēts atklātas kūdras, nobiru un ūdens segums procentos.

Nomenklatūra: vaskulārie augi (Gavrilova & Šulcs 1999), sūnas (Āboliņa 2001), ķērpji (Piterāns 2001). Sfagni *Sphagnum flexuosum*, *S. fallax* un *S. angustifolium*, kurus grūti noteikt lauka apstākļos, apvienoti *Sphagnum recurvum* kompleksā.

REZULTĀTI UN DISKUSIJA AUGĀJA STRUKTŪRA UN SUGU SASTĀVS PIRMS AIZSPROSTU IERĪKOŠANAS

Parauglaukumi susināšanas ietekmētajā augstajā purvā izvietoti transektēs perpendikulāri grāvjiem: 1. transekte (M2–1 līdz M2–6), 2. transekte (M12–M16), 3. transekte (M17–M21), 4. transekte (M22–M26) (33. attēls). Divās frēzlauku neapplūdušajās joslās starp ūdens klajumiem ierīkoti 11 parauglaukumi (5. transekte: M1–M6; 6. transekte: M7–M11), ar kokiem apaugušajās kūdras ieguves platībās – četri (M1a, M6a, M6b, M11a), frēzlauku zemākajās daļās, kas regulāri applūst, – seši parauglaukumi (M27–M32). Ūdens līmeņa mērījumu akas atrodas blakus 1. transektei, frēzlauku ar kokiem apaugušajās daļās un pa vienai – 5. un 6. transektē (3. tabula). Septiņi parauglaukumi (MG1–MG7) ierīkoti divos grāvjos. Augājs 2011. gadā analizēts 49 parauglaukumos, bet 2012. gadā – 48 parauglaukumos, jo viens grāvja parauglaukums (MG4) izmainīts, būvējot aizsprostus.

Parauglaukumi atrodas susināšanas stipri ietekmētā augstajā purvā ar izteiktu koku un krūmu stāvu (50–90%) (2., 3. transekte) un vidēji stipri ietekmētā augstajā purvā ar mazāku koku un krūmu stāva segumu (0–42%) (1., 4. transekte). Visos augstā purva parauglaukumos ir izteikts sīkrūmu stāvs, kurā dominē sila virsis *Calluna vulgaris* (vidējais segums parauglaukumā 85%). Kopējais sfagnu segums (*Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. recurvum* kompl., *S. tenellum*, *S. cuspidatum*) transektēs variēja no 3 līdz 91% (4. tabula). Sfagnu kopējais segums parauglaukumos būtiski



33. attēls.
Transekšu un parauglaukumu ierīkošanas vieta dabas liegumā „Melnā ezera purvs”

Figure 33.
Location of the transects and sample plots in Melnais Lake Mire

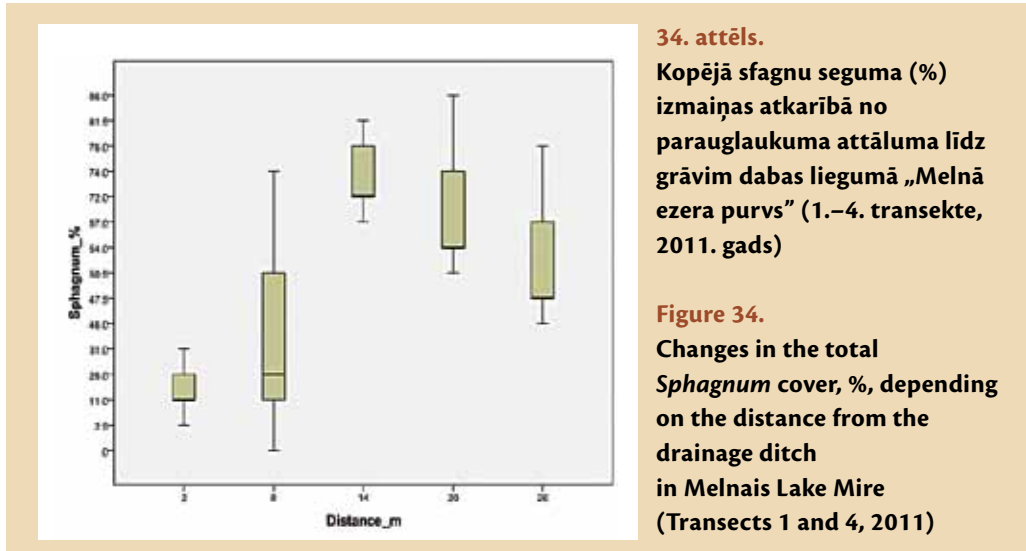
pieaug, palielinoties attālumam no grāvja ($p = 0,051$) (34. attēls), taču viršu un koku/krūmu stāva seguma izmaiņas ir mazāk izteiktas. Tas varētu būt izskaidrojams ar to, ka grāvji, kuriem perpendikulāri atrodas transektes, tika izrakti pēc tam, kad lielākā purva daļa jau bija norakta, tātad tur jau bija susināšanas ietekmēts augājs ar blīvu viršu segu un izteiktu priežu segumu. Priežu projektīvais segums pozitīvi korelē ar sugu skaitu ($p = 0,045$), jo lielāks priežu segums ir sausākās vietās, kur var augt vairāk ķērpju un zaļsūnu sugu. Augstā purva parauglaukumos konstatētas 26 augu sugas. Vidējā sugu daudzveidība un sugu skaits ir lielāks transektēs ar lielāko priežu segumu un mazāko sfagnu segumu (2., 3. tr. > 4. tr. > 1. tr.) (4. tabula). Šādās vietās aug dažādas zaļsūnas un ķērpji, kas raksturīgi sausākām vietām purvā, galvenokārt spīdīgā stāvaine *Hylocomium splendens*, vilņainā divzobe *Dicranum polysetum*, Šrēbera rūšaine *Pleurozium*

3. tabula. Ūdens līmeņa mērījumu aku numuri, vidējais gruntsūdens līmenis (Dēliņa 2013) un atbilstošie augāja parauglaukumi Melnā ezera purvā

Table 3. Groundwater level (GWL) measurement wells, mean groundwater level and dam construction in 2011 (Dēliņa 2013) and corresponding vegetation sample plots in Melnais Lake Mire

Akas Nr. Well No.	Paraugl. Nr. Sample plot	Vidējais gruntsūdens līmenis, cm (III-IX, 2011) Mean GWL, cm (III-IX, 2011)	Akas Nr. Well No.	Paraugl. Nr. Sample plot	Vidējais gruntsūdens līmenis, cm (III-IX, 2011) Mean GWL, cm (III-IX, 2011)
Ietekmēts augstais purvs Drainage influenced raised bog			Frēzlauki Cut-over bog		
M2-1	M2-1	-24	M1-1	M1a	-35
M2-2	M2-2	-25	M1-2	M4	-37
M2-3	M2-3	-18	M1-3	M6a	-71
M2-4	M2-4	-13	M1-4	M6b	-75
M2-5	M2-5	-12	M1-5	M10	-16
M2-6	M2-6	-16	M1-6	M11a	-29

schreberi, zvaigžņveida kladīna *Cladina stellaris*. Augu sugu sastāvs susināšanas ietekmētajā Melnā ezera purvā neatšķiras no sugu sastāva neskartā sūnu purvā, taču atšķiras sugu sastopamības biežums un projektīvais segums (41. attēls).



34. attēls.
Kopējā sfagnu seguma (%) izmaiņas atkarībā no parauglaukuma attāluma līdz grāvim dabas liegumā „Melnā ezera purvs” (1.–4. transekte, 2011. gads)

Figure 34.
Changes in the total Sphagnum cover, %, depending on the distance from the drainage ditch in Melnais Lake Mire (Transects 1 and 4, 2011)

Frēzlauku neapplūdušajās joslās (5. un 6. transekte) 23 gadu laikā izveidojies skrajš lakstaugu un krūmu stāvs. Krūmu stāvu veido purva bērzs *Betula pubescens* un parastā priede *Pinus sylvestris*. Lakstaugu stāvā visbiežāk sastop makstaino spilvi *Eriophorum vaginatum*, bet sūnu stāvs ir vāji izteikts – uz atklātas kūdras aug tikai atsevišķas sūnu cintiņas.

Piekto transekti raksturo skrajš koku apaugums, vidēji liels lakstaugu segums un atklāta kūdra ar atsevišķām sūnu grupām (4. tabula). Krūmu stāvu veido *Pinus sylvestris* un *Betula pubescens* (līdz 7 m). Lakstaugu stāvā dominē un visbiežāk sastopama makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, bet sūnu stāvā izklaidus aug kadiķu dzegužlins *Polytrichum juniperinum*. No citām vaskulāro augu sugām šeit zināmas polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, šaurlapu spilve *Eriophorum polystachion*, zilganā molīnija *Molinia caerulea*, zilene *Vaccinium uliginosum*, plašais donis *Juncus effusus* un uzpūstais grīslis *Carex rostrata*. Vidējais sugu skaits parauglaukumā mazs – tikai 4 sugas.

Tāpat kā 5. transektē, arī 6. transektē ir skrajš koku–krūmu stāvs, ko veido purva bērzs *Betula pubescens* un parastā priede *Pinus sylvestris*, lielāko daļu joslas aizņem atklāta kūdra. Lakstaugu stāvs vidēji attīstīts (4. tabula). Vietām sastop atsevišķus kadiķu dzegužlinus *Polytrichum juniperinum*, nokarvācelišu poliju *Pohlia nutans* un maiņīgo divzobīti *Dicranella varia*. Vidējais sugu skaits parauglaukumā – 5,8 sugas.

Divi parauglaukumi ziemeļu pusē pie ūdenstilpes (M1a, M11a) ierīkoti mēreni mitrās kūdras augsnēs, kur jau izveidojies saslēdzies koku stāvs, ko veido priede un purva bērzs. Skrajo lakstaugu stāvu veido sila virsis *Calluna vulgaris*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, plašais donis *Juncus effusus*, niedrāju ciesa *Calamagrostis*

4. tabula. Veģetācijas struktūra Melnā ezera purva parauglaukumos 2011. gadā

Table 4. Vegetation structure in sample plots in Melnais Lake Mire before dam construction

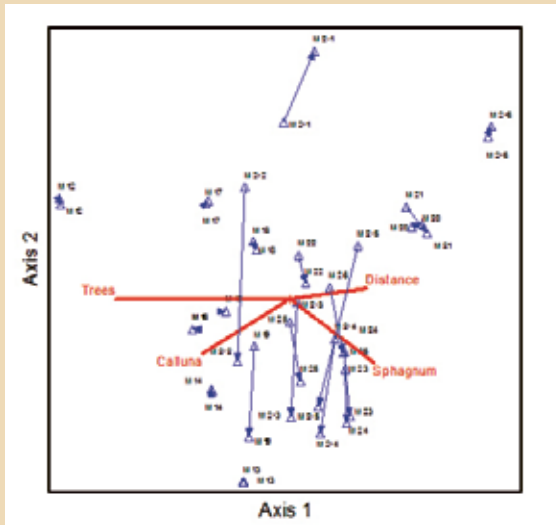
	Vidējais koku & krūmu segums, % Mean tree & shrub cover, %	Vidējais <i>Calluna</i> segums, % Mean <i>Calluna</i> cover, %	Vidējais lakstaugu segums, % Mean herb cover, %	Vidējais sfagnu segums, % Mean <i>Sphagnum</i> cover, %	Vidējais zaļsūnu segums, % Mean brown moss cover, %
1. transekte Transect 1	9,3	90,2	4,3	58,2	0,25
2. transekte Transect 2	52	89,8	6,8	54,2	0,6
3. transekte Transect 3	20	79,6	10,4	51,2	1,3
4. transekte Transect 4	7,4	95	6,2	56	1,2
5. transekte Transect 5	10,6	0,5	35,2	0	0,3
6. transekte Transect 6	13,2	19,8	42,4	0	2,7
Mežainā daļa–D Wooded part –S	15	38	26	0	0,8
Mežainā daļa–Z Wooded part–N	56,5	4	12,5	0	4,5
Periodiski applūstošā daļa Temporary flooded area	2,5	0,2	10,8	0	0,01

arundinacea un zilganā molīnija *Molinia caerulea*. Savukārt sūnu stāvā sastopamas vien atsevišķas zaļsūnas, galvenokārt viļņainā divzobe *Dicranum polysetum*. Krūmu stāvā aug meža avene *Rubus ideaeus* un parastais krūklis *Frangula alnus*. Applūdušo frēzlauku dienvidu daļā (M6a, M6b) koku stāvu veido purva bērzs *Betula pubescens* (15%). Lakstaugu stāvs izteikts – to veido sila virsis *Calluna vulgaris* un makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, bet skrajo sūnu stāvu (4%) – nokarvācelišu polija *Pohlia nutans* un kadiķu dzegužlins *Polytrichum juniperinum*.

Frēzlauku periodiski applūstošajās vietās (M27–M32) uz kūdras aug vien atsevišķi makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* un purva bērza *Betula pubescens* eksemplāri (4. tabula). Applūdušajos laukos izveidojušies seklūdeņi, un gar ūdenstilpes malām aug uzpūstais grīslis *Carex rostrata*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, parastā niedre *Phragmites australis*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, vietām arī sfagni.

Pirms aizsprostu ierīkošanas pirmajā grāvī (MG1–MG4) auga tikai atsevišķas sfagnu sugas un vaskulārie augi, proti, *Sphagnum recurvum* kompl., Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum*, garsmailes sfagns *Sphagnum cuspidatum*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, lielā dzērvēne *Oxycoccus palustris* un parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*. Vidējais lakstaugu projektīvais segums parauglaukumos bija tikai 5%, bet sfagnu segums – 3%. Pārējo teritoriju aizņem ūdens. Otrais grāvis ir ar nelielu aizaugumu (MG5–MG7), kurā sfagnu vidējais segums 42,6%. Dominējošās sugas – *Sphagnum cuspidatum* un *S. magellanicum*. Vaskulārie augi veido nelielu segumu – līdz 1–9%

parauglaukumā (vidēji 5%), dominē polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, makstainā spilve *Eriophorum vaginatum*, parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba* un purva vaivariņš *Ledum palustre*.



35. attēls.

Augstā purva augāja izmaiņas pusgadu pēc aizsprostu ierīkošanas dabas liegumā „Melnā ezera purvs”. Ar bultām attēlots augāja sukcesijas virziens

Figure 35.

Vegetation changes six months after dam construction in the raised bog part of Melnais Lake Mire. Arrows indicate the direction of succession

AUGĀJA IZMAIŅAS PĒC AIZSPROSTU IERĪKOŠANAS

Augstais purvs

Statistiski būtisku atšķirību starp 2011. un 2012. gada augāju augstā purva parauglaukumos, analizējot visas transektes kopā, nav ($p = 0,977$). Taču atšķirības konstatētas 1. un 3. transektē. Desmit parauglaukumos sukcesija notiek mitruma palielināšanās virzienā (35. attēls), jo tajos sfagnu kopējais segums pieaudzis vairāk nekā par 20%. Vienā parauglaukumā (M2–1), kas atrodas mikroreljefa pazeminājumā 0,5 m no grāvja, vērojams izteikts sila viršu seguma samazinājums par 48%, kas izskaidrojams ar viršu nokalšanu (36. attēls), paaugstinoties ūdens līmenim vidēji par 38 cm aizsprostu tiešās ietekmes zonā (Dēliņa 2013).

Sfagnu kopējā seguma izmaiņas pēc aizsprostu ierīkošanas bija visizteiktākās 1. transektē, kuras parauglaukumos jau sākotnēji bija lielākais sfagnu segums un mazākais priežu segums, un vismazākās 2. transektē, grāvja pretējā pusē, kas atspoguļo purva susināšanas stipri ietekmētu augāju. Sfagnu kopējā seguma palielināšanās konstatēta galvenokārt līdz 40 m attālumam no grāvjiem (37. attēls). Tas skaidrojams ar aizsprostu tiešo un netiešo ietekmi – ūdens līmeņa stabilizēšanos purvā un augsto pavasara līmeņu saglabāšanos visu vasaru, kas ir novērojama visos urbumos 25–250 m attālumā no grāvja (Dēliņa 2013). Parauglaukumos palielinājies *S. recurvum* kompl., bet samazinājies Magelāna sfagna *S. magellanicum* segums. Trijos parauglaukumos ieviesies garsmailes sfagns *S. cuspidatum*. Tie bija parauglaukumi, kur jau sākotnēji atradās izteikti sfagnu pakļāji liekņās, tātad tās bija slapjākās vietas transektē. Pirmajā



36. attēls. Nokaltušo viršu josla gar grāvi, uz kura ierīkoti kūdras aizsprosti Melnā ezera purva dienvidu daļā

Figure 36. Dead *Calluna vulgaris* in 1–2 m zone along drainage ditches after damming in Melnais Lake Mire

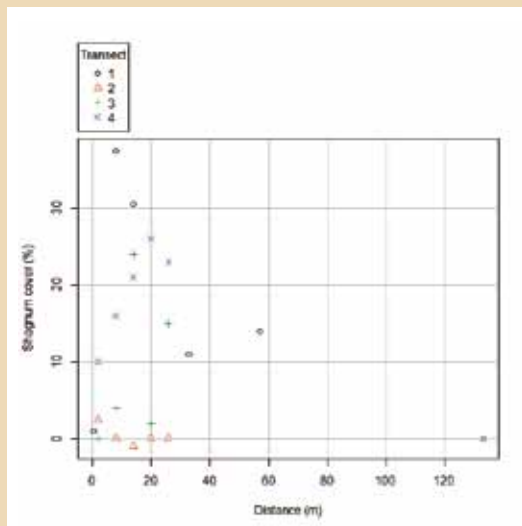
Foto/Photo: Liene Auniņa

transektē parauglaukumos ar izteiktu sfagnu paklāju un nelielu sīkkrūmu segumu divos parauglaukumos ieviesies parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*, bet trijos tā segums ir nedaudz palielinājies. Visās četrās purva transektēs, 19 parauglaukumos no 21, par 1–5% palielinājies makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* projektīvais segums, galvenokārt pieaugot spilvju ciņu izmēriem. Augāja izmaiņas, visticamāk, ietekmējis arī nokrišņu daudzums, kas 2012. gadā bija labvēlīgs sfagnu attīstībai, jo bija sniegiem bagāta ziema, kas nodrošināja bagātīgus kušanas ūdeņus pavasarī. Kā norāda Laine et al. (2011), sfagnu augšana visizteiktākā ir pavasarī un rudenī.

Sešus mēnešu pēc aizsprostu ierīkošanas sugu daudzveidība (S, D') palielinājusies tikai 1. transektē, pārējās trijās transektēs tā bija ar niecīgām izmaiņām vai nemainīga (5. tabula). 1. transektē sfagnu paklājos ieviesušās liekņu sugas *Sphagnum cuspidatum* un *Rhynchospora alba*.

Susināšanas grāvji purvā

Abos grāvjos notikušas augāja izmaiņas. Tajos kopējais sfagnu un makstainās spilves segums nedaudz palielinājies (38. attēls). Dambēto grāvju aizaugšana dokumentēta arī citviet Latvijā un pasaulē (Lanta et al. 2006, Ūze & Priede 2008, Salmiņa & Bamber 2008), un tā tiek uzskatīta par vēlamu rezultātu purvu atjaunošanā (Lanta et al. 2006).



37. attēls. Kopējā sfagnu seguma (%) izmaiņas parauglaukumos atkarībā no attāluma līdz grāvim (m) dabas liegumā „Melnā ezera purvs”

Figure 37. Changes in total *Sphagnum* cover, %, depending on the distance from the drainage ditch in the raised bog part of Melnais Lake Mire six months after the dam construction

5. tabula. Vidējā sugu skaita (S) un sugu daudzveidības (D') izmaiņas augstā purva transektēs dabas liegumā „Melnā ezera purvs”

Table 5. Changes of species richness (S) and species diversity (D') in raised bog transects in Melnais Lake Mire

gads year	S		D'	
	2011	2012	2011	2012
1.transekte Transect 1	11,2	12,5	0,4896	0,58495
2.transekte Transect 2	15,2	15,8	0,68282	0,68872
3.transekte Transect 3	15,2	15,6	0,65084	0,6635
4.transekte Transect 4	13,6	13,6	0,57992	0,5959



38. attēls. Augāja izmaiņas grāvī (MG6) pēc aizsprostu ierīkošanas 2012. gadā (A – situācija 2010. gadā, B – 2012. gadā)

Figure 38. Vegetation changes in Ditch 2 after the dam construction in 2012 (A – view of sample plot MG6 in 2010; B – view of sample plot MG6 in 2012)

Foto/Photo: Liene Auniņa

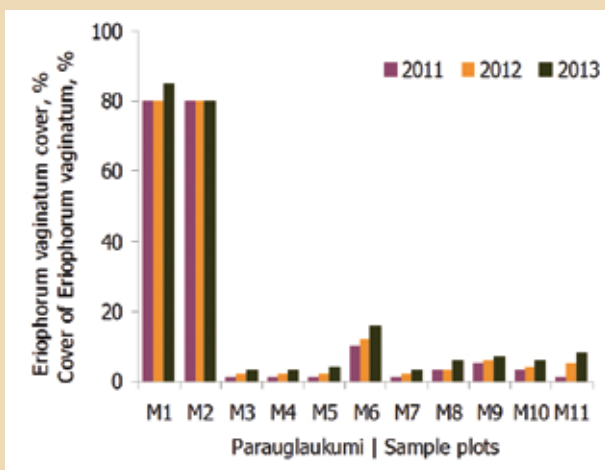
Frēzlauku neapplūdusī daļa

Ierikoti četri kūdras aizsprosti, lai samazinātu gruntsūdens līmeņa svārstības augstā purva un purvaino mežu biotopos, vienlaikus cenšoties nepaaugstināt līmeni frēzlaukos.

Pēc aizsprostu ierīkošanas (marts–aprīlis 2012) vidējais gruntsūdens līmenis mežainajā frēzlauku daļā uz ziemeļiem no ūdenstilpes bija -0,28 cm, kūdras joslās tas bija -0,16 cm un mežainajā frēzlauku daļā uz dienvidiem no ūdenstilpes -0,52 cm (Dēliņa 2013). Gruntsūdens līmeņa celšanās konstatēta tikai divās akās. Tās bija akas, kas atradās vistuvāk ierīkotajiem aizsprostiem – mežainajā daļā uz dienvidiem no ūdenstilpes. Akā M1–3 ūdens līmenis pacēlās vidēji par 16–17 cm, bet akā M1–4 – par 5–6 cm (Dēliņa 2013). Tomēr augāja izmaiņas blakus šīm akām netika novērotas. Tas varētu būt izskaidrojams ar to, ka šie parauglaukumi atrodas stipri mineralizētās un sausās kūdras augsnēs, un nelielas gruntsūdens līmeņa izmaiņas vēl neietekmē augāju.

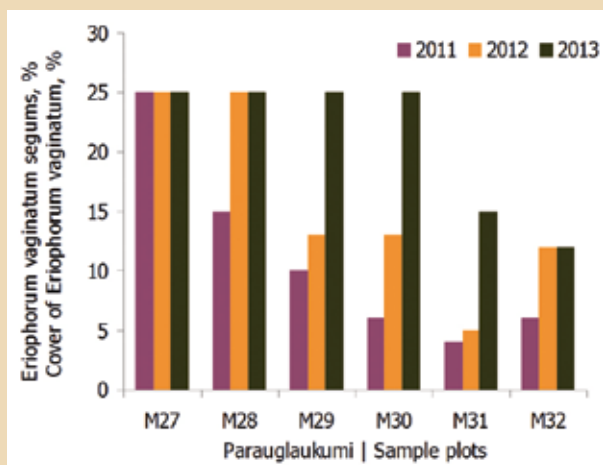
Izteiktas augāja izmaiņas konstatētas tikai frēzlauka mitrākajās periodiski applūstošajās vietās (M27–M32), kur vietām pat divkārt palielinājies makstainās spilves segums. Makstainās spilves seguma pieaugums vietām vērojams arī frēzlauka neapplūdušajās joslās (5. un 6. transekte) (39., 40. attēls). Nelielas augāja izmaiņas konstatētas ar kokiem apaugušajos kūdras laukos uz ziemeļiem no ūdenstilpes (M1a, M11a), lai gan gruntsūdens līmeņa izmaiņas tur netika konstatētas (Dēliņa 2013). Tur par dažiem procentiem palielinājies plašā doņa *Juncus effusus*, sila virša *Calluna vulgaris* un makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* segums. Šajā vietā jau sākotnēji gruntsūdens līmenis bija augstāks (3. tabula), tātad augtene bija mitrāka. Visticamāk, augāja izmaiņas frēzlaukos varētu būt saistītas ar mitrumu mīlošiem augiem labvēlīgiem meteoroloģiskajiem apstākļiem 2012. gadā, taču aizsprostu ietekmi arī nevar izslēgt.

Pētījums parāda, ka Melnā ezera purvā sfagni strauji reaģē uz gruntsūdens līmeņa stabilizēšanos susināšanas mazskartā augstā purvā. Tas netika novērots Vasenieku un



39. attēls. *Eriophorum vaginatum* seguma (%) izmaiņas dabas lieguma „Melnā ezera purvs” frēzlauku augstākajās vietās (5. un 6. transekte)

Figure 39. Changes in *Eriophorum vaginatum* cover, %, in the non-flooded cut-over bog (Transects 5 and 6)



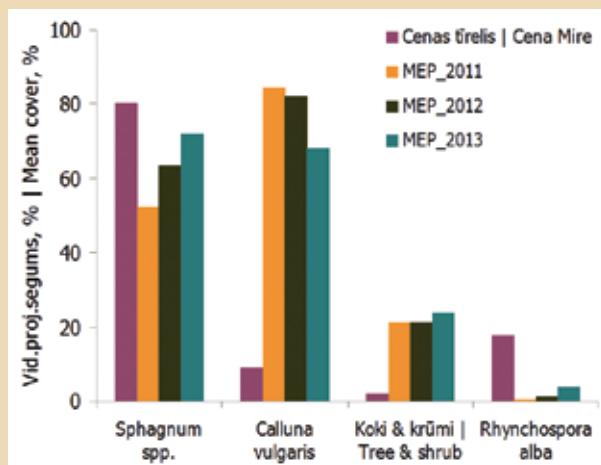
40. attēls.

Eriophorum vaginatum seguma (%) izmaiņas dabas lieguma „Melnā ezera purvs” frēzlauku zemākajās vietās

Figure 40.

Changes in *Eriophorum vaginatum* cover, %, in the temporarily flooded cut-over bog

Klāņu purvā un Cenas tīrelī, kur veikti līdzīgi pētījumi (Salmiņa & Bамbe 2008). Taču pēc aizsprostu būves Melnā ezera purvā, tāpat kā Vasenieku purvā un Cenas tīrelī, palielinājās makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* segums. Visos līdz šim pētītajos augstajos purvos 1–2 m joslā gar grāvi vērojama sila virša *Calluna vulgaris* nokalšana (Salmiņa & Bамbe 2008, Ķuze & Priede 2008). Salīdzinājumā ar neskartu augstā purva augāju Cenas tīrelī priežu un viršu segums Melnā ezera purva parauglaukumos joprojām ir lielāks. Grāvim blakus esošajos parauglaukumos arīdzan sfagnu segums ir divas



41. attēls.

Neskarta augstā purva un susināšanas ietekmēta augstā purva svarīgāko augāja parametru salīdzinājums Melnā ezera purvā (MEP) un Cenas tīreļa neskartajā daļā (references vieta). Abās teritorijās augu sugu vidējais projektīvais segums vērtēts procentos

Figure 41.

Comparison of main vegetation parameters of an undisturbed raised bog (Cena Mire) and the drainage-affected raised bog area in Melnais Lake Mire (MEP). The central part of Cena Mire is a reference area for Melnais Lake Mire. Mean species cover, %, is indicated

līdz trīs reizes mazāks nekā Cenas tīreļa neskartajā daļā, kas uzskatāma par neskarta augstā purva augāja references vietu (5. tabula). Tomēr kopumā augāju izmaiņu tendences Melnā ezera purvā pēc aizsprostu ierīkošanas ir neskarta augstā purva augāja virzienā (41. attēls). Tik strauju liekņu sugu, parastā baltmeldra *Rhynchospora alba* un garsmailes sfagna *Sphagnum cuspidatum*, parādīšanos pēc aizsprostu ierīkošanas sekmē šo sugu klātbūtne blakus esošajā purva mazskartajā daļā. Sugu diasporu nozīmi purva augāja atjaunošanā ir uzsvēruši vairāki autori (Poschlod 1995, Money & Wheeler 1999). Jāņem vērā, ka gruntsūdens stabilizēšanās notiek vairāku gadu laikā pēc aizsprostu ierīkošanas (Ruseckas & Grigaliūnas 2008). Tādējādi mēs varam sagaidīt augāja izmaiņas arī turpmākajos gados. Turklāt 2012. gadā pēc aizsprostu ierīkošanas vidējais gruntsūdens līmenis Melnā ezera purva augstā purva biotopos (II profils, marts–septembris) ir +5 cm (Dēliņa 2013), un tas ir nedaudz augstāks nekā Cenas tīreļa, Vasenieku purva un Klāņu purva neskartajā daļā (-12, -3,8, -4,1 cm, pavasaris–rudens) (Indriksons 2008).

Pateicības

Izsaku pateicību Baibai Strazdiņai par palīdzību kartogrāfisko materiālu sagatavošanā un Aināram Auniņam par palīdzību datu analizē.

4.4. KOKU UN SĪKKRŪMU MAKSIMĀLĀ VECUMA NOTEIKŠANA VIENĀ NO KŪDRAS LAUKIEM DABAS LIEGUMĀ „MELNĀ EZERA PURVS”

Iluta Dauškane, Agita Treimane

Latvijas Universitātes Bioloģijas fakultāte, e-pasts: iluta.dauskane@lu.lv

Gan dabiskos, gan noraktos purvos koki, krūmi un sīkkrūmi ietekmē augsnes mitruma režīmu. Liels daudzums ūdens tiek zaudēts evapotranspirācijas procesā, kā arī kokaugu segums būtiski ietekmē nokrišņu ūdens nonākšanu līdz augsnei – daļa nokrišņu ūdens paliek uz augiem vai to nobirām. Tas savukārt kavē sfagnu atjaunošanos kūdras laukos. Tajā pašā laikā, balstoties uz K. K. Farika pētījuma rezultātiem (Farrick 2008), sīkkrūmu klātbūtne kūdras laukos tieši var veicināt sfagnu atjaunošanos. Tas skaidrojams ar to, ka evapotranspirācijas intensitāte no kūdras zem nobirām ir mazāka nekā no atsegtas kūdras, tādēļ nobirām ir būtiska loma, palielinot ūdens piesātinājumu kūdrā. Autors turklāt iesaka kūdras laukā paaugstināt gruntsūdens līmeni līdz 20 cm no virskārtas. Gruntsūdens līmeņa paaugstināšana nodrošina pietiekamu mitrumu sakņu zonā, līdz ar to augi neizmanto ūdeni no virsējiem kūdras slāņiem. Tādā gadījumā kūdras virskārtā ūdens var nonākt kapilārās pacelšanās rezultātā, tā nodrošinot nepieciešamo ūdens daudzumu, lai sfagni varētu ieviesties un izdzīvot. Autors iesaka arī samaisīt sfagnu diasporas ar ēriku dzimtas *Ericaceae* sīkkrūmu sēklām, kuri augot labvēlīgi ietekmētu sūnu atjaunošanos.

Pēdējos gados ir veikti daudzi pētījumi par augu atjaunošanos nosusinātos un no-raktos purvos, tomēr joprojām ir maz zināms par to, cik ilgam laikam jāpaiet pēc kūdras lauka ekspluatācijas beigām, lai tajā sāktu ieviesties koki un sīkkrūmi. Augu vecumstruk-tūra ir viens no būtiskākajiem indikatoriem, kas palīdz rekonstruēt ekoloģiskos procesus un antropogēno ietekmi dažādās ekosistēmās (Schweingruber & Poschlod 2005, Buras et al. 2012). Tāda augu anatomiskā iezīme kā gadskārtas palīdz noteikt šo augu vecu-mu (Dietz & Schweingruber 2002). Sīkkrūmiem gadskārtu veidošanās un to atpazīšana stumbrā norit pēc tiem pašiem principiem kā kokiem. Sīkkrūmu gadskārtas ir samē-rā jauns analizētais materiāls dendroekoloģiskajos un dendroklimatiskajos pētījumos. Analizējot sīkkrūmu populāciju vecumstruktūru, iespējams uzzināt ne tikai par sugas ekoloģiju (Ejankowski 2008, 2010), bet arī par dzīvotnes kvalitāti un tās sukcesijas gaitu (Rixen et al. 2004, Zverev et al. 2008), nepieciešamo apsaimniekošanu un atjaunošanas pasākumiem (Berdowski & Siepel 1988, Velle et al. 2012).

Veiktā pētījuma mērķis bija noskaidrot maksimālo vecumu kokiem un sīkkrū-miem, kas auga vienā no kūdras izstrādes laukiem dabas liegumā „Melnā ezera purvs”. Lai sasniegtu mērķi, izvirzīti šādi uzdevumi: 1) apskatīt teritoriju un izvēlēties pētījuma veikšanai piemērotu kūdras lauku, 2) izvēlēties piemērotu metodi paraugu ievākšanai, 3) ievākt koku un sīkkrūmu paraugus vecuma noteikšanai, 4) noteikt koku un sīkkrū-mu vecumu.

MATERIĀLS UN METODES PĒTĪJUMA VIETAS APRAKSTS

Koku un sīkkrūmu paraugi ievākti vienā no dabas lieguma kūdras laukiem, kur au-gāja atjaunošanās bija tikai vēl sākuma stadijā, tas arī nebija pārplūdis un pilnībā aiz-audzis ar kokiem. Vislielākais koku (galvenokārt parastās priedes *Pinus sylvestris* un purva bērza *Betula pubescens*) un sīkkrūmu (galvenokārt sila virša *Calluna vulgaris*) blīvums bija sastopams kūdras lauka perifērijā – gar kontūrgrāvi. Tā bija vissausākā – kontūrgāvja tieši ietekmētā zona. Kūdras lauka ziemeļu daļa bija ļoti slapja un aizau-gusi galvenokārt ar parasto niedri *Phragmites australis*. Savukārt centrālajā daļā bija attīstījusies bērzu audze (valdošā koku suga – purva bērzs) ar tipiskām augstā purva augu sugām, tādām kā rasenes *Drosera* sp., polijlapu andromeda *Andromeda polifolia*, parastā zilene *Vaccinium uliginosum*, purva vaivariņš *Ledum palustre* un purva dzērve-ne *Oxycoccus palustris*. Šajā kūdras lauka daļā grāvji, kas ūdeni novada uz kontūrgrāvi, bija gandrīz pilnībā aizauguši ar sfagniem *Sphagnum* spp., kā arī sfagni bija veiksmīgi atjaunojušies slapjākās vietās starp makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* ceriem. Atklāta kūdra bija vērojama tikai dienvidu daļā, kas bija piemērota sukcesijas izpētei.

LAUKA METODES

Kūdras lauka dienvidu daļā paralēli grāvjiem tika ierīkotas piecas transektes koku un sīkkrūmu paraugu ievākšanai. Katras transektes garums bija 540 metri. Pirmā

transekte ierīkota vissausākajā kūdras lauka daļā – starp kontūrgrāvi un tam tuvāk esošo paralēlo lauka grāvi, savukārt pārējās četras – paralēli starp lauka grāvjiem, kur kūdra bija salīdzinoši slapjāka. No otrās līdz ceturtaī transektei pioniersugu augu sabiedrība bija visai skraja – pāris koki un daži melnās vistenes *Empetrum nigrum*, kā arī makstainās spilves ceri. Piektā transekte bija ierīkota vistuvāk kūdras lauka centrālajai daļai un līdz ar to ar lielāku koku segumu.

Koku un sīkrūmu vecuma noteikšanai paraugi ievākti 2012. gada jūnijā.

Koksnes paraugi no kokiem iegūti, veicot urbumus ar Preslera svārpstu. Zināms, ka vecākā auga daļa ir pie stumbra pamata – pie sakņu kakla (Schweingruber & Poschlod 2005), tādēļ koksnes paraugi ņemti pēc iespējas tuvāk kūdras virskārtai. No katra koka ņemts viens urbums. Kopumā ievākti 30 urbumi no divām koku sugām (6. tabula).

Lai pēc iespējas precīzāk noteiktu sīkrūmu vecumu, ir vēlams ievākt visu augu vai nogriezt to pēc iespējas tuvāk sakņu kaklam. Taču, lai izvairītos no pārliedas veģetācijas postīšanas, tika nolemts no viena auga ievākt tikai lielākā diametra zarus. Vietās, kur sīkrūmu klājums bija rets, ievākti divi līdz trīs zari no viena indivīda. Savukārt vairāk nosusinātās kūdras lauka daļās, tuvāk kontūrgrāvim, bija izveidojies samērā blīvs sīkrūmu klājums, līdz ar to no viena indivīda ievākti trīs līdz četri zari. Kopumā ievākti 72 sīkrūmu paraugi no astoņām sugām (6. tabula).

6. tabula. Ievākto koku un sīkrūmu raksturojums

Table 6. Characteristics of the sampled trees and dwarf shrubs

Sugas latīniskais Nr. nosaukums No. Species Latin name	Sugas latviskais nosaukums Species Latvian name	Paraugu skaits Number of samples	Vecums, gadskārtu skaits Age, number of annual rings		
			Maksimālais Maximal	Vidējais Average	Minimālais Minimal
1. <i>Betula pubescens</i>	Purva bērzs	19	19	14	7
2. <i>Pinus sylvestris</i>	Parastā priede	11	16	12	8
3. <i>Calluna vulgaris</i>	Sila virsis	25	19	9	3
4. <i>Empetrum nigrum</i>	Melnā vistene	24	19	10	5
5. <i>Vaccinium myrtillus</i>	Mellene	4	9	7	4
6. <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Brūklene	2	5	4	3
7. <i>Andromeda polifolia</i>	Polijlapu andromeda	2	2	2	2
8. <i>Ledum palustre</i>	Purva vaivariņš	4	6	5	4
9. <i>Oxycoccus palustris</i>	Purva dzērvene	5	6	4	3
10. <i>Vaccinium uliginosum</i>	Zilene	6	7	6	5

LABORATORIJAS METODES UN DATU ANALĪZE

Laboratorijā urbumi no kokiem ielīmēti koka dēlišos un noslīpēti ar smilšpapīru. Gadskārtas skaitītas, izmantojot mikroskopu *Leica MS5*.

No sīkrūmu ievāktajiem zariem nogriezti aptuveni 1 cm gari posmi, kas ievietoti slīdes tipa mikrotomā *GSL1*, un iegūti 15–20 μm biezi griezum. Griezumi 2–3 min krāsoti ar astra zilā un safranīna maisījumu, lai izceltu kontrastu starp koksnes audiem,

kas ievērojami atvieglo gadskārtu skaitīšanu. Krāsvielu maisījums iekrāso nelignificētās šūnas zilā krāsā, turpretim lignificētās – sarkanā (Schweingruber 2007) (42. attēls). Tā kā sīkkrūmiem bieži novērojamas ķīļveida gadskārtas jeb gadskārtas, kas nav pilnīgi izveidojušās visā stumbrā, tās skaitītas četros rādiusos un datu analizē izmantots maksimumlais vecums.

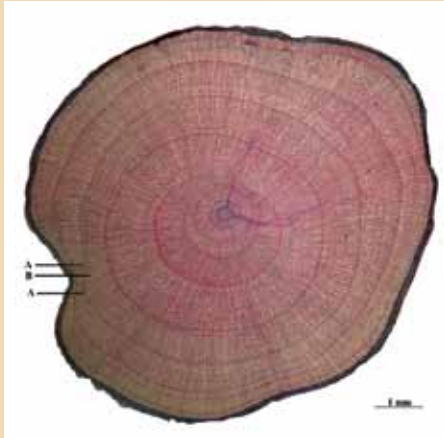
REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Auga anatomiskās pazīmes ietekmē gan ģenētika, gan vides faktori. Ķīļveida un sala ietekmētu gadskārtu veidošanās, kā arī asimetriska augšana (radiālā augšana beidzas vairākas reizes, radot izrobosumus stumbrā vai zaros) ir kopīga pazīme visiem sīkkrūmiem, tā galvenokārt ir saistīta ar ekstrēmajiem vides apstākļiem, kādos tie atrodas (Bär et al. 2007). Iepriekš veiktos pētījumos noskaidrots, ka sīkkrūmu gadskārtu analīze ir visai sarežģīta. Lielākās problēmas ir saistītas ar to, ka 1) gadskārtas ir grūti saskatāmas, jo tās parasti ir smalkas un neizteiktas, 2) bieži novērojamas ķīļveida gadskārtas.

Vizuāli šķērsdatējot ievāktos paraugus, bija novērojamas daudzas ķīļveida gadskārtas. Pat ja arī gadskārtas bija visai platas un labi saskatāmas, dažkārt divu līdz pat trīs gadskārtu lokāli trūka atsevišķās zara pusēs. Analizējot ievākto paraugu mikrogrīzumus, lielākoties novērots, ka sākotnēji sīkkrūmu zaru radiālā augšana ir vairāk vai mazāk koncentriska. Taču vēlāk, palielinoties radiālajam pieaugumam, fizikālai nestabilitātei un citiem mehāniskajiem stresiem, novērojama ekscentritāte (serdes nobīde no centra, kas atspoguļojas neregulārā gadskārtu rakstā) un asimetriska augšana (Schweingruber et al. 2006). Ekscentritāte un asimetriskā augšana bija novērojama lielākajai daļai ievākto paraugu (42. attēls).

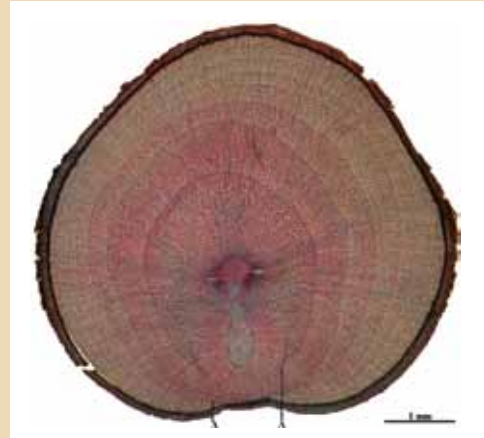
Gadskārtas atkarībā no sīkkrūmu sugas var būt ļoti labi vai ne tik labi izteiktas jeb saskatāmas. Sila virsim un melnajai vistenei gadskārtas ir ļoti izteiktas, mellei *Vaccinium myrtillus* – izteiktas, savukārt sīkkrūmiem, kas ievākti mitrākos augšanas apstākļos, – neizteiktas (42. attēls). Kā rāda pieredze, iespēja skaidri izšķirt gadskārtu robežas būtiski atšķiras starp vienas sugas indivīdiem, un tā ir atkarīga no augšanas apstākļiem. Piemēram, kūdras laukā ievāktajiem purva vaivariņiem un zilenei gadskārtas bija daudz izteiktākas nekā to pašu sugu īpatņiem, kas auguši antropogēni maz skartos sūnu purvos.

Pētījuma rezultātā noteikts, ka uz pirmās transektes, kas ierīkota pie kontūrgrāvja, ievāktie sīkkrūmi bija vecāki par kokiem. Maksimālais sila virša vecums bija 19 gadi, bet koku vecums – 16 gadi (6. tabula). Izvērtējot kopumā sila virša attīstības stadijas šajā kūdras laukā, noteikts, ka vietām tas ir sasniedzis brieduma fāzi (14–25 gadi), kad palēninās laterālā augšana un izretinās cera centrālā daļa. Šajā attīstības stadijā raksturīgi, ka ir augsta biomasa, bet produktivitāte – zema. Tomēr lielākā daļa sila viršu audzes ir pieaugšanas fāzē (6–14 gadi), kad tie aug laterāli un veido blīvu vainagu. Šajā attīstības stadijā ir raksturīga gan augsta biomasa, gan produktivitāte (Gimingham 1970).



Melnās vistenes *Empetrum nigrum* zara šķērs griezumus. Raksturīgi: ļoti skaidri saskatāmas gadskārtas, asimetriska augšana, ķīļveida gadskārtas (A), pārtrauktas gadskārtas (B)

The shoot cross-section of *Empetrum nigrum*. Characteristic feature: very distinct annual rings, asymmetric growth, wedging rings (A), discontinuous rings (B)



Mellenes *Vaccinium myrtillus* zara šķērs griezumus. Raksturīgi: skaidri saskatāmas gadskārtas, ekscentritāte, nedaudz asimetriska augšana, ķīļveida gadskārtas (A)

The shoot cross-section of *Vaccinium myrtillus*. Characteristic feature: distinct annual rings, eccentricity, a little asymmetric growth, wedging rings (A)



Purva dzērvenes *Oxycoccus palustris* zara šķērs griezumus. Raksturīgi: ļoti neskaidri saskatāmas gadskārtas

The shoot cross-section of *Oxycoccus palustris*. Characteristic feature: very indistinct annual rings



Zilenes *Vaccinium uliginosum* zara šķērs griezumus. Raksturīgi: neskaidri saskatāmas gadskārtas, ekscentritāte, asimetriska augšana

The shoot cross-section of *Vaccinium uliginosum*. Characteristic feature: indistinct annual rings, eccentricity, asymmetric growth

42. attēls. Kūdras laukā ievāktu sīkrūmu dzinumu šķērs griezumus un to raksturīgākās pazīmes

Figure 42. The shoot cross-section and characteristic features of different dwarf shrub species collected on peat field

Foto/Photo: Valters Gobiņš

Melnā vistene bija dominējošā sīkkrūmu suga otrajā, trešajā un ceturtajā transektē. Šajās transektēs atrasti arī vecākie indivīdi, kuru vecums bija tāds pats kā sila virsim pirmajā transektē, – 19 gadi (6. tabula). Ņemot vērā, ka auga vecākā daļa ir pie sakņu kakla, bet rezultāti iegūti no zariem, iespējams, šie augi ir vēl vecāki. Līdz ar to var secināt, ka šo kūdras lauku vispirms kolonizējuši sīkkrūmi un tikai tad koki. Līdzīga sukcesijas gaita novērota purvos pēc ugunsgrēka (Bragg et al. 1984).

Pētījumā vecākie koki konstatēti piektajā transektē. Šajā transektē maksimālais purva bērza vecums bija 19 gadi un parastās priedes vecums – 16 gadi. No Valsts meža dienesta datubāzes datiem zināms, ka bērzu mežā, kura tuvumā ierīkota piektā transekte, purva bērza vecums ir 22 gadi un parastās priedes vecums – 17 gadi.

Ceturtajā un piektajā transektē galvenokārt ievākti paraugi no tādiem sīkkrūmiem kā purva dzērvene, polijlapu andromeda, parastā zilene un purva vaivariņš. No purva dzērvenes, parastās zilenes un purva vaivariņa ievāktie zari bija apmēram viena vecuma (6. tabula). Iespējams, ka šo sīkkrūmu patiesais vecums ir lielāks, nekā tika novērots, īpaši purva dzērvenei. Kā liecina iepriekš veiktā pētījuma rezultāti (Walter 1968 pēc Schweingruber et al. 2006), purva dzērvenei vecākās auga daļas atrodas zem sfagniem, un tām, turpinot augt, veidojas jauni rizomi, kas paceļas virs sfagniem. Līdz ar to iespējams, ka šajā kūdras lauka daļā atjaunošanās ar sūnu purvam tipiskiem augiem sākusies aptuveni pirms 10–12 gadiem un to ir veicinājuši piemērotāki hidroloģiskie apstākļi.

Pateicības

Vissirsnīgākais paldies par vērtīgām diskusijām un ieteikumiem Zanei Striķei. Mēs pateicamies arī Valteram Gobiņam par tehnisko palīdzību fotogrāfiju tapšanā.

4.5. VEĢETĀCIJAS IZMAIŅAS LIELĀ ĶEMERU TĪREĻĀ BIJUŠAJĀ KŪDRAS KARJERĀ PĒC HIDROLOĢISKĀ REŽĪMA ATJAUNOŠANAS

Agnese Priede

Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts, e-pasts: agnesepriede@hotmail.com

Kūdras ieguve Latvijā un citur Eiropā sākotnēji notikusi, izmantojot roku darbu, bet 20. gs. 30. gados uzsākta rūpnieciska kūdras ieguve, izmantojot gabalkūdras metodi (Nusbaums & Rieksts 1997, Triisberg et al. 2011), t. i., izrokot kūdras gabalus. Gabalkūdras ieguves rezultātā parasti pēc kūdras izstrādes palikušas platības ar nelielzenu reljefu – sausi lineāri pacēlumi, mitras ieplakas un dīķi (Lode 1999, Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011). Sākotnēji, kad kūdra iegūta, izmantojot tikai roku darbu, purvu hidroloģiskā režīma izmaiņas bija samērā lokālas un būtisku ietekmi uz plašāku apkārtni bieži vien neatstāja (Triisberg et al. 2011) – daļēji gan lokālo hidroloģisko

pārmaiņu dēļ, gan tādēļ, ka plašā mērogā netika iznīcināta purvam raksturīgā veģetācija un sēkļu banka (Poschlod et al. 2007).

20. gs. 50.–60. gados Eiropā un arī Latvijā sāka dominēt frēzlauku metode, t. i., kūdra tika iegūta pa slāņiem līdzenas virsmas laukos lielākās, iepriekš sagatavotās platībās (Nusbaums 2008, Triisberg et al. 2011). Frēzlauku metode ietver sākotnēju kūdras lauku sagatavošanu, vispirms izveidojot nosusināšanas grāvju sistēmu, apvadgrāvjus pa kūdras lauku perimetru un drenu sistēmu. Pirms kūdras izstrādes tiek noņemta purva virskārta ar veģetāciju, kā arī norakta purva aktīvā virsma (akrotelms), kurā pirms nosusināšanas veidojusies kūdra (Lode 1999). Līdz ar frēzlauku metodi sāka izmantot arī jauna veida smago tehniku, kūdras lauku nosusināšanai sāka veidot meliorācijas sistēmas, t. sk. drenu sistēmas, kas atstāja plašāku ietekmi uz kūdras ieguves vietas un apkārtnes hidroloģisko režīmu, degradējoši ietekmējot arī blakus esošās purvu ekosistēmas.

Pēc kūdras izstrādes gabalkūdras ieguves laukumos zemākās vietas parasti aizplūst ar ūdeni, jo tās nav tik ļoti nosusinātas, kā tas būtu, izmantojot frēzlauku metodi. Turpretī kūdras frēzlauki bieži vairākus gadu desmitus saglabājas kā sausas, ar veģetāciju vāji apaugušas platības, kurās purva augāja atjaunošanās notiek ļoti lēni un fragmentāri (Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011), vai arī izstrādātie frēzlauki intensīvi aizaug ar mežaudzēm (Nusbaums 2008). Mežaudzes, kas izveidojas bijušajos frēzlaukos, salīdzinājumā ar neskartiem purviem ir bioloģiskās daudzveidības kontekstā nabadzīgas, kā arī mazvērtīgas no mežsaimnieciskā viedokļa.

20. gs. beigās un 21. gs. sākumā, izstrādājot Ķemeru nacionālā parka dabas aizsardzības plānu (Anon. 2002), tajā norādīta nepieciešamība appludināt izstrādātos kūdras laukus Lielā Ķemeru tīreļa ziemeļaustrumu daļā. Pasākums īstenots 2006. gadā LIFE-Daba projekta LIFE2002/NAT/LV/8496 „Mitrāju aizsardzība Ķemeru nacionālajā parkā” ietvaros. Šī pētījuma mērķis bija novērtēt veģetācijas izmaiņas bijušajā kūdras ieguves teritorijā Lielajā Ķemeru tīrelī pēc ūdenslīmeņa paaugstināšanas, tādējādi izvērtējot purva atjaunošanas darbu ietekmi.

MATERIĀLS UN METODES PĒTĪJUMA TERITORIJA

Lielais Ķemeru tīrelis, kas atrodas Ķemeru nacionālajā parkā, ir viens no lielākajiem purvu masīviem Latvijā (6192 ha). Purva masīvam raksturīgs ciņu–lāmu komplekss un tipiska augstā purva veģetācija. Atsevišķās purva malās sastop pārejas purvus un slīkšņas, kā arī nelielā platībā pārejas un zāļu purvus ar kaļķainu sērūdeņu izplūdēm. Purvā raksturīga lāmu mozaīka, centrālajā daļā atrodamas arī klajas vietas, taču lielākoties purvs ir skraji apaudzis ar purva priedītēm, īpaši purva malu tuvumā.

Lielais Ķemeru tīrelis kopumā ir nosusināšanas un kūdras ieguves maz ietekmēts. Iespējams, senākā nosusināšana veikta purva dienvidrietumu un rietumu daļā, kad nosusināti pārmitrie meži purva malās. Domājams, senākie nosusināšanas darbi šajā

teritorijā veikti jau 19. gs., bet vēlāk grāvju tīkls paplašināts, nosusinot arī daļu purva un mitro mežu purva rietumu malā, īpaši 20. gs. 30. gados un pēc tam 60. un 70. gados.

Kūdra plašākos apmēros iegūta purva ziemeļrietumu malā pie Jūrmalas–Kalnciema šosejas Krāču kalnu apkārtnē. Domājams, kūdras ieguve te uzsākta jau 50. gados, kad tā iegūta ar gabalkūdras metodi – šī metode izmantota līdz 1973. gadam 69 ha platībā, kā rezultātā saglabājusies dīķu un priedēm apaugušu sausu pacēlumu mozaika. Pēc tam kūdras ieguves teritorija paplašināta un ap 46 ha platībā kūdra iegūta, izmantojot frēzlauku metodi. Kūdra frēzlaukos lielākajā daļā karjera teritorijas iegūta ap 60. gadu vidu. Kūdras ieguves teritorija pamesta 80. gados, pēc tam bija iecerēts teritoriju apmežot (Galenieks & Krauklis 1995), taču tas netika īstenots.

Blakus teritorija uz dienvidiem no karjera ir nosusināta. Izrokot grāvjus un novācot veģetāciju, 60. gados kūdras ieguvei sagatavota jauna teritorija ~ 33 ha platībā. Taču, lai izvairītos no kūdras ieguves iespējami negatīvās ietekmes uz sērūdeņu veidošanās procesiem, kūdras ieguve pārtraukta, kā arī pamesta kūdras ieguvei sagatavotā teritorija. Tajā pašlaik, lai gan nosusināšanas stipri ietekmēta, atjaunojusies degradētiem purviem raksturīgā veģetācija.

Bijušais karjers, kurā notikusi kūdras ieguve 21. gs. sākumā, apmēram 25 gadus pēc kūdras ieguves pārtraukšanas, joprojām ir nosusināta un degradēta teritorija ar būtiski pārveidotu hidroloģisko režīmu. Teritoriju apjož apvadkanāls, kas robežojas ar dabiska purva teritoriju, frēzlaukus visā platībā perpendikulāri apvadkanālam šķērso grāvji. Ap 2006. gadu teritorijā dominēja daļēji aizaugušu gabalkūdras ieguves dīķu un maz aizaugušu frēzlauku ainava un nosusināšanas grāvji. Daļu platības veidoja gabalkūdras dīķi ar atklātu ūdeni, daļa bija aizaugusi ar blīvu purva bērzu *Betula pubescens* un parastā krūkļa *Frangula alnus* krūmāju vai sausām virsāju un krūmu joslām uz reljefa pacēlumiem. Kopumā teritorijā dominēja atklāta kūdra ar nesaslēgtu augāju – sila virša *Calluna vulgaris* un nesaslēgtām makstainās spilves *Eriophorum vaginatum* audzēm. Nelielās platībās mitrās ieplakās bija izveidojušās parastā baltmeldra *Rhynchospora alba* audzes. Ūdens līmenis bija ~ 0,5 m zem kūdras virsmas, kavējot veģetācijas atjaunošanos.

2006. gadā teritorijā tika veikti purva atjaunošanas darbi, nostiprināts bijušā karjera teritoriju šķērsojošā ceļa dambis, uzbūvēti vairāki dambji uz caurtekām, kā arī 61 kūdras aizsprosts uz apvadkanāla (Ķuze & Priede 2008). Meliorācijas sistēmu bloķēšanas rezultātā ūdens līmenis karjera centrālajā daļā paaugstināts par ~ 0,6 m, daļēji appludinot arī pēc kūdras izstrādes pabeigšanas teritorijā palikušos frēzlaukus, kuros ar atklātu ūdeni klātā platība pēc darbu pabeigšanas palielinājusies vismaz 10 reizes – no 1,94 līdz 20,86 ha, salīdzinot 2006. un 2008. gada ortofoto uzņēmumus (Ķuze & Priede 2008), kā arī lielās platībās panākta kūdras samitrināšanās. Ūdens līmenis nedaudz (~ 10–30 cm robežās) svārstās pa sezonām atkarībā no nokrišņu daudzuma, taču lielākajā daļā bijušo frēzlauku kūdra, izņemot nelielus pacēlumus un daļu neappludinātu frēzlauku, ir pastāvīgi mitra. Purva atjaunošanas darbus un izmantotos paņēmienus detalizētāk aprakstījuši Ķuze & Priede (2008).

VEĢETĀCIJAS MONITORINGA METODE

Lai novērtētu veģetācijas atjaunošanās sekmes un izmaiņu raksturu, 2007. gadā ierīkoti pastāvīgi 28 apļveida veģetācijas monitoringa parauglaukumi ar diametru 4 m. Parauglaukumu vietas iezīmētas dabā ar koka mietiem, parauglaukumu centru ģeogrāfiskās koordinātas uzmērītas ar augstas precizitātes GPS uztvērēju.

Parauglaukumi ierīkoti tikai bijušajos frēzlaukos – t. s. Dienvidu frēzlaukā, kas pēc ūdenslīmeņa pacelšanas lielākoties ir applūdis ar seklu ūdeni, un t. s. Austrumu frēzlaukā, kas daļēji joprojām ir sauss, tajā ūdenslīmeņa pacelšanas rezultātā applūdušas tikai zemākās vietas un nelielas platības grāvju tuvumā. Parauglaukumi nav ierīkoti dižos un agrākajās gabalkūdras ieguves platībās. Parauglaukumi ierīkoti gan frēzlaukos, kas daļēji applūduši (14 parauglaukumi), gan frēzlauku malās (2), uz sausiem viršiem apaugušiem pacēlumiem (2), mitrās frēzlauku malās ar kaļķainu ūdeņu izplūdēm (3), kā arī izveidoti 7 kontroles parauglaukumi frēzlauka daļā, kas nav applūdusi un joprojām ir sausa.

Parauglaukumi apsekoti vienu reizi gadā (augustā) laika posmā no 2007. līdz 2012. gadam. Katrā parauglaukumā uzskaitītas visas sastopamās vaskulāro augu, sūnu un ķērpju sugas/ģintis, novērtējot veģetācijas kopējo segumu procentos, kā arī katras sugas projektīvo segumu procentos. Viršu vitalitāte raksturota pēc četru ballu sistēmas: 1 – laba vitalitāte, 2 – vidēja vitalitāte, 3 – slikta vitalitāte, 4 – nokaltis augs.

Katrā apsekošanas reizē parauglaukumi fotografēti. Papildus izvēlēti arī vairāki skatpunkti, kas fotografēti pirms purva atjaunošanas pasākumiem un katru gadu pēc tiem, tādējādi dodot iespēju novērtēt veģetācijas un mitruma režīma izmaiņu ietekmi plašākā skatījumā.

Šajā rakstā sešu gadu izmaiņas veģetācijā analizētas, izmantojot dažas indikatorsugas (sila virsis *Calluna vulgaris*, sfagni *Sphagnum* spp. un parastais baltmeldrs *Rhynchospora alba*), kas strauji reagē uz mitruma izmaiņām, to vidējos projektīvos segumus visos parauglaukumos kopā, kā arī parauglaukumu skaitu, kuros indikatorsuga konstatēta. Izmaiņu būtiskuma noteikšanai izmantots *t*-tests (SPSS 12.0 programmu pakete), salīdzinot vidējos aritmētiskos izvēlēto indikatorsugu segumus.

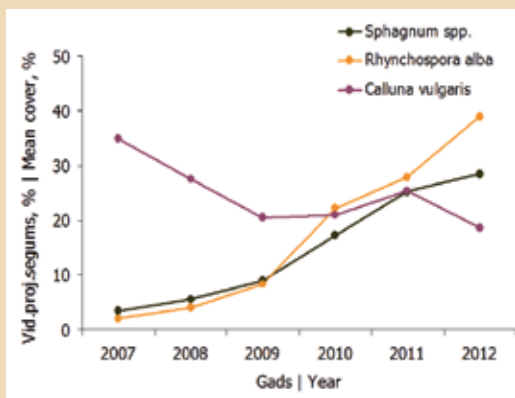
REZULTĀTI

Pirms ūdenslīmeņa pacelšanas un frēzlauku daļējas applūšanas lielā daļā teritorijas mitrākajās vietās dominēja skrajš, nesaslēgts augājs, ko veidoja makstainā spilve, un atklāta kūdra, bet sausākos pacēlumos – viršu audzes. Tikai mitrākās ieplakās relatīvi nelielās platībās bija sastopamas parastā baltmeldra audzes. Vietām ar viršiem klātās frēzlauku platības bija daļēji aizaugušas ar parasto priedi *Pinus sylvestris* un purva bērzu, bet citviet dominēja blīvas jaunu bērzu audzes. Sfagnu sega ~ 25–30 gadu laikā nebija atjaunojusies nepiemēroto mitruma apstākļu dēļ.

Sešus gadus pēc ūdenslīmeņa pacelšanas daļēji vai pilnīgi ar seklūdeni applūdušajos frēzlaukos bija pilnībā nokaltušas un nokritušas blīvās bērzu audzes un nokaltuši virši (izņemot sausākus pacēlumus un karjera malas), bet to vietā, kā arī atklātās

kūdras platībā vietām jau saslēgtu augāju veidoja galvenokārt parastais baltmeldrs un garsmailes sfagns (47. attēls).

Sila virša klātbūtne parauglaukumos sešu gadu laikā pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas nav būtiski mainījusies, taču samitrinātajos kūdras laukos kopumā būtiski samazinājies viršu projektīvais segums. Liels viršu segums 2007. gadā bija raksturīgs sausākiem pacēlumiem starp samitrinātajiem kūdras laukiem un kūdras frēzlauku malām. Straujākās izmaiņas viršu segumā notika pirmajos 2–3 gados, pēc tam izteiktā viršu seguma samazināšanās stabilizējusies (43. attēls). Līdzīgas ir arī viršu vitalitātes izmaiņas, salīdzinot labas, vidējas, sliktas vitalitātes un nokaltušu viršu proporcijas. 2007. gadā applūdušajos parauglaukumos strauji pasliktinājās viršu vitalitāte, nākamajos divos gados daļēji applūdušajos parauglaukumos tie nokalta pavisam, taču ceturtajā gadā viršu vitalitāte sāka uzlaboties (44. attēls), galvenokārt uz jaunu augu rēķina, kas ieviešusies nokaltušo vietā, taču daudz mazākā īpatsvarā nekā pirms ūdenslīmeņa pacelšanas. Turpretī kontroles parauglaukumos sausajā frēzlaukā viršu vitalitātes izmaiņas gandrīz netika novērotas.

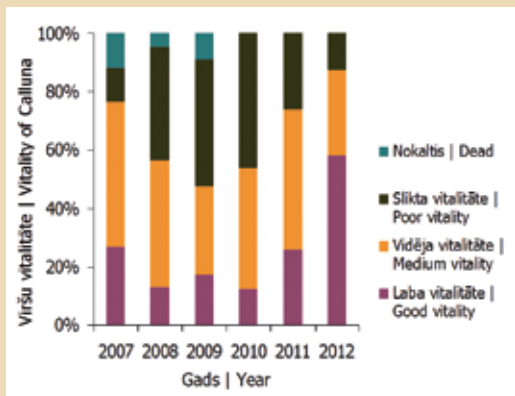


43. attēls.

Sila virša *Calluna vulgaris*, sfagnu *Sphagnum* spp. un parastā baltmeldra *Rhynchospora alba* vidējo projektīvo segumu izmaiņas (2007–2012)

Figure 43.

Changes in the presence and mean cover of *Calluna vulgaris*, *Sphagnum* spp. and *Rhynchospora alba* in the monitoring plots (2007–2012)



44. attēls.

Proporcionālas sila virša vitalitātes izmaiņas visos monitoringa parauglaukumos (2007–2012)

Figure 44.

Proportional changes in the vitality of *Calluna vulgaris* in the monitoring plots (2007–2012)

Viršu seguma izmaiņas pa gadiem bija statistiski nozīmīgas gan appludinātajos ($p = 0,001$), gan kontroles parauglaukumos ($p < 0,001$) (46. attēls). Taču, salīdzinot parauglaukumus samitrinātajos frēzlaukos un kontroles parauglaukumus uz pacēlumiem un sausajā frēzlauku daļā, sešu gadu laikā būtiskāka vidējā viršu seguma samazināšanās notikusi tieši kontroles parauglaukumos.

Sfagni ir viena no purvu atjaunošanas mērķsugām, tādēļ sfagnu ieviešanās ir viens no galvenajiem purva atjaunošanās indikatoriem. Lielā Ķemeru tīreļa bijušajā kūdras karjerā frēzlauku parauglaukumos kopš 2007. gada konstatēta tikai viena sfagnu suga – garsmailes sfagns. Teritorijā sešu gadu laikā parauglaukumos sfagnu klātbūtne būtiski pieaugusi parauglaukumos, kas applūduši ar seklūdeni un kuros pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas ir pastāvīgi mitrs kūdras substrāts. Sfagnu ieviešanās konstatēta tikai appludinātajos parauglaukumos, turpretī sausā frēzlauka daļā sfagni nav konstatēti. Sfagni appludinātajās frēzlauku daļās sāka strauji ieviesties jau 2–3 gadus pēc ūdenslīmeņa pacelšanas, turpmākajos gados saglabājot strauju projektīvā seguma pieaugumu. Dažos parauglaukumos, kur sfagnu pirms tam nebija, sešu gadu laikā izveidojusies sfagnu sega ar projektīvo segumu tuvu 100%. Sfagnu klātbūtnes izmaiņas parauglaukumos un vidējā sfagnu segumā parādītas 43. attēlā.

Izmaiņas citu sūnu sugu segumā nav vērtējamas kā būtiskas. Kopumā citu sūnu (piemēram, purva krokvecelīte *Aulacomnium palustre*, vilņainā divzobe *Dicranum polysetum*, Šrēbera rūsaine *Pleurozium schreberi*, kadiķu dzegužlins *Polytrichum juniperinum*) ir maz, to segums ir neliels, dažos parauglaukumos mainījies maksimāli 10–15% projektīvā seguma robežās, lielākoties dažu procentu robežās. Pēc grāvju aizdambēšanas vietām novērota bezgredzena varnstorfijas *Warnstorfia exannulata* izplatīšanās ar sfagniem aizaugošajos grāvjos un appludināto frēzlauku slīkšņās. Kopš 2011. gada sausajos frēzlaukos un uz kūdras aizsprostiem novērota Latvijā pagaidām tikai dažās atradnēs konstatētās invazīvās svešzemju sūnu sugas – parastās līklapes *Campylopus introflexus* – izplatīšanās.

Līdzīga rakstura izmaiņas kā ar sfagniem notikušas ar augsto purvu ieplaku un pārejas purvu sugu – parasto baltmeldru, kura izplatīšanās teritorijā liecina par purvu veģetācijai piemērotu apstākļu veidošanos. Parastais baltmeldrs bija sastopams atsevišķās mitrākās ieplakās arī pirms hidroloģiskā režīma atjaunošanas, tomēr plaši izplatījies visā samitrinātajā teritorijā tikai pēc 2007. gada. Kopš 2007. gada būtiski palielinājies vidējais parastā baltmeldra segums (43., 45., 47. attēls), bet 2012. gadā tas lielākoties bija dominējošā suga lakstaugu stāvā mitrās ieplakās.

Par raksturīga augstā purva augāja atjaunošanos liecina arī lielās dzērvenes *Oxycoccus palustris* un raseņu *Drosera* spp. ieviešanās, šai gadījumā tās ieviešas galvenokārt kā pioniersugas uz atklāta, mitra kūdras substrāta.

Trijos parauglaukumos frēzlauku malās ar kalcifitu sugu (zilganā grīšļa *Carex flacca*, vēlā grīšļa *Carex serotina*) un Alpu mazmeldra *Trichophorum alpinum* dominanci vērā ņemamas izmaiņas nav notikušas. Šajās vietās nelielos fragmentos notiek zāļu purva veidošanās.

Kopumā sešu gadu izmaiņas gan veģetācijas segumā, gan sugu sastāvā ir būtiskas.



45. attēls. Dienvidu frēzlauks 2008. gadā (A) un 2012. gadā (B). Agrāk sausā kūdra samitrināta, līdz ar to būtiski samazinājies atklātas kūdras īpatsvars un viršu audzes, ko nomainījis galvenokārt parastais baltmeldrs un garsmailes sfagns

Figure 45. Southern milling field in 2008 (A) and 2012 (B) before and after the elevation of the water table. The formerly dry peat is rewetted, which has resulted in declining proportions of bare peat and dry *Calluna vulgaris* patches, which have been replaced by *Rhynchospora alba* and *Sphagnum cuspidatum*

Foto/Photo: Agnese Priede



46. attēls. Viens no kontroles parauglaukumiem ilgstoši sausā frēzlaukā 2007. gadā (A) un 2012. gadā (B). Šajā frēzlauka daļā nav notikusi kūdras applūšana vai samitrināšanās. Šis piemērs liecina, ka, ilgstoši saglabājoties sausiem apstākļiem, kūdras lauku aizaugšana notiek ļoti lēni, turklāt neieviešas sfagni – augsto purvu atjaunošanas mērķsugas, un turpinās purva degradācija

Figure 46. One of the control plots in the dry milling field in 2007 (A) and 2012 (B). In this part of the area, peat was not rewetted. This example shows that in dry conditions spontaneous revegetation is very slow, and due to unsuitable conditions the *Sphagnum* does not re-establish even after a few decades

Foto/Photo: Agnese Priede



47. attēls. Viens no parauglaukumiem ilgstoši sausā, bet pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas samitrinātā frēzlaukā 2007. gadā (A) un 2012. gadā (B). Kūdras samitrināšanas rezultātā sešu gadu laikā izveidojies saslēgts purva iepakām raksturīgs augājs ar parasto baltmeldru, garsmailes sfagnu un dzērvenēm

Figure 47. One of the plots in the formerly dry peat milling field: in 2007 (A) and 2012 (B). As a result of rewetting, the sparsely vegetated peat with patches of *Calluna vulgaris* have been replaced by a community of *Rhynchospora alba*, *Sphagnum cuspidatum* and *Oxycoccus palustris*, typical bog species

Foto/Photo: Agnese Priede

DISKUSIJA

Pētījumos Eiropā un Ziemeļamerikā konstatēts, ka purvu ekosistēmu atjaunošanās, t. sk. mērķtiecīgi veiktu pasākumu rezultātā, ir lēna. Purvu veģetācijas atjaunošanos kūdras ieguves vietās kavē gan stipri izmainītais hidroloģiskais režīms (sausums), gan mikroklimatiskie apstākļi (ekstrēmas temperatūras svārstības, vasarā sakarstot kūdrāi) (Pfadenhauer & Klötzli 1996, Tuittila 2000). Šīs problēmas bija aktuālas arī Lielā Ķemeru tīreļa bijušajā kūdras izstrādes karjerā un pēc hidroloģiskā režīma atjaunošanas joprojām ir aktuālas sausā frēzlauka daļā.

Veģetācijas izmaiņas Igaunijā (Triisberg et al. 2011) un Vācijā (Poschlod et al. 2007) līdzīga vecuma kūdras frēzlaukos (pamesti 60.–80. gados) liecina, ka veģetācijas raksturs ir līdzīgs Lielā Ķemeru tīreļa bijušajam karjeram – ~ 30 gadu vecos kūdras frēzlaukos sastopamo sugu sastāvs ir nabadzīgs, un tajā trūkst dabiskiem purviem raksturīgās veģetācijas struktūras un sugu sastāva.

Latvijā dokumentēti gadījumi, kad pamestas kūdras ieguves vietas sekmīgi atjaunojas (Anon. 2011, Nusbaums & Silamiķele 2012). Piemēram, Melnā ezera purvam piegulošajās teritorijās (t. sk. tagadējā dabas lieguma „Melnā ezera purvs” teritorijā) kūdra iegūta laika posmā no 60. līdz 80. gadu beigām, izmantojot frēzlauku metodi. Ilgums kopš kūdras lauku pamešanas Melnā ezera purvā un Lielajā Ķemeru tīrelī ir līdzīgs (~ 25–30 gadi), tādējādi var salīdzināt veģetācijas atjaunošanos apstākļos, kad kūdras lauki applūduši ar seklu ūdeni. Melnā ezera purvā ar seklūdeni applūdušajās vietās kūdras lauki dabiskojas, vietām izveidojies niedrājs, daudzviet dominē makstainā spilve kopā ar uzpūsto grīslī *Carex rostrata*, dzelzszāli *Carex nigra*, pūkaugļu grīslī

C. *lasiocarpa*, parasto baltmeldru, purvāju ciesu *Calamagrostis canescens*, zilgano moliniju *Molinia caerulea* u. c. Vietām atjaunojas sfagni un dzērvenes (Anon. 2011).

Salīdzinot Melnā ezera purva dabas lieguma bijušo kūdras lauku veģetāciju un veģetāciju atjaunotajā Lielā Ķemeru tīreļa daļā, veģetācijas atjaunošanās gaita, sugu sastāvs un struktūra ir līdzīgi. Tāpēc, domājams, arī Lielajā Ķemeru tīrelī apmēram 20 gadu laikā prognozējama visu agrāk sauso, bet pašlaik applūdušo un samitrināto kūdras frēzlauku seklūdeņu aizaugšana ar saslēgtu augāju, kurā, iespējams, dominēs grīšļu dzimtas lakstaugi (galvenokārt makstainā spilve, parastais baltmeldrs) un sfagni (galvenokārt garsmailes sfagns).

Līdzīga pieredze dokumentēta Lielsalas purvā Stiklu purvu masīvā, kur pēc kūdras izstrādes tika slēgti grāvji atsevišķos kūdras frēzlaukos, radot ar seklūdeni klātas vai samitrinātas kūdras platības (Cuprums u. c. 2013). Līdzīgi kā Lielajā Ķemeru tīrelī, arī Lielsalas purvā šādos apstākļos novērota zāļu un pārejas purviem raksturīgas veģetācijas veidošanās (makstainā spilve, niedres, dzērvenes u. c.), kā arī 2–3 gadu laikā mitrajās ieplakās pēc appludināšanas sākuši ieviesties sfagni (Cuprums u. c. 2013).

Domājams, ka dažu augu sugu piemērotība, lai tos izmantotu kā purva veģetācijas atjaunošanās indikatorus, var atšķirties atkarībā no purva degradācijas veida un vietas apstākļiem. Piemēram, sešu gadu laikā nav novērotas būtiskas izmaiņas makstainās spilves projektīvajā segumā, kas bija sastopama mitrās ieplakās gan pirms, gan pēc ūdenslīmeņa pacelšanas. Šī suga acīmredzot ir pielāgota plašākai mitruma amplitūdai nekā parastais baltmeldrs, kas uz mitruma izmaiņām reaģēja strauji. Tas liecina, ka parastais baltmeldrs ir piemērots indikators (47. attēls), turpretī makstainā spilve vismaz kūdras frēzlaukos dažu gadu laikā notikušu izmaiņu noteikšanai kā indikators, visticamāk, nav izmantojama.

Līdzīgi kā parastais baltmeldrs, uz mitruma izmaiņām strauji reaģēja arī sila virsis. Tā vitalitātes izmaiņas saistītas ar mitruma palielināšanos, turpretī novērotās izmaiņas liecina, ka vidējais virša segums vairāk samazinājies kontroles parauglaukumos sausajā frēzlaukā, nevis samitrinātajos parauglaukumos. Sausajos pacēlumos, kur viršu audzes ir vecākas, seguma samazināšanās, domājams, notikusi dabiskas viršu dinamikas (novecošanas) un samazinātas veģetatīvās atjaunošanās kapacitātes dēļ (Mohamed & Gimingham 1970).

Kopumā purva atjaunošanas darbu rezultāts Lielā Ķemeru tīreļa bijušajā kūdras ieguves vietā uzskatāms par sekmīgu. Vietās, kas applūdušas ar seklūdeni, pirmajos sešos gados notikušas straujas veģetācijas izmaiņas augsto purvu ieplakām, pārejas purviem un zāļu purviem raksturīgas veģetācijas veidošanās virzienā, kā arī sešu gadu laikā vietām jau dominē sfagni. Līdz ar to panākti vairāki būtiski uzlabojumi degradētu biotopu atjaunošanā: panākta atklāto kūdras lauku dabiskošanās, aizaugot ar purvam raksturīgu veģetāciju; visticamāk, novērsta paaugstināta mitruma iztvaikošana un mazinātas oglekļa dioksīda un metāna emisijas no atklātās kūdras un degradētiem purviem raksturīgas skrajas veģetācijas, kā arī novērsta paaugstināta ugunsbīstamība, kas raksturīga sausiem kūdras laukiem.

Pētnieki Eiropā un Ziemeļamerikā atzīmē, ka būtiska loma purva augāja veiksmīgā atjaunošanā ir lietotajiem kūdras ieguves paņēmieniem – purva veģetācija un kūdras

veidošanās sekmīgi atjaunojas gabalkūdras ieguves vietās, turpretī frēzlaukos augāja atjaunošanās bieži ir ļoti lēna, vai arī purva veģetācijas atjaunošanās, neveicot hidroloģisko atjaunošanu, nenotiek vispār (Vasander et al. 2003, Poschlod et al. 2007, Nusbaums 2008, Bastl et al. 2009, Triisberg et al. 2011).

Citviet pasaulē, īpaši Ziemeļamerikā, frēzlaukos kā viens no būtiskiem limitējošiem faktoriem minēts sporu un sēklu avotu trūkums apkārtņē, kas kavē veģetācijas atjaunošanos pat tad, ja ir atjaunots hidroloģiskais režīms (Bastl et al. 2009). Vērtējot situāciju Lielā Ķemeru tīreļa bijušajā karjerā, var secināt, ka purva augu sporu un sēklu avotu trūkums nav uzskatāms par limitējošu faktoru, lielā mērā tādēļ, ka teritorija ir heterogēna, frēzlauki ir salīdzinoši nelieli, izstieptas formas un robežojas ar neskarta augstā purva teritoriju, kā arī blakus atrodas gabalkūdras ieguves teritorijas, kurās kūdras ieguve pārtraukta agrāk nekā frēzlaukos, tādēļ, domājams, tur augstajam purvam tipisko augu ieviešanās notikusi jau frēzlauku izstrādes laikā. Daži pētnieki (Soro et al. 1999, Vasander et al. 2003) atzīmē, ka atsevišķas augstajiem purviem tipiskas sugas, piemēram, dūkstu grīslis *Carex limosa*, purva šeihcērija *Scheuchzeria palustris*, neieviešas gadu desmitiem ilgi. Šīs sugas karjera teritorijā sešu gadu laikā nav konstatētas, lai gan ir parastas apkārtējā neskartajā purvā. Tomēr pagaidām novērojumu periods ir pārāk īss, lai par to varētu objektīvi spriest.

Poschlod et al. (2007) atzīmē, ka Dienvidvācijas atjaunotajos kūdras frēzlaukos vairāk nekā 20 gadus gandrīz neieviešas kūdras veidojošo sfagnu sugas, tur konstatēts gandrīz tikai garsmailes sfagns. Pagaidām novērojumi Lielā Ķemeru tīreļa frēzlaukos liecina, ka situācija ir līdzīga Vācijas (Poschlod et al. 2007) piemēram. Lai gan sešu gadu novērojumi par izmaiņām atjaunotā purva veģetācijā liecina, ka veidojas augstajiem purviem, pārejas un zāļu purviem raksturīgās augu sabiedrības, joprojām sugu daudzveidība un augāja struktūra ir tālu no tādas, kas būtu līdzvērtīga dabiskam purvam. Piemēram, samitrinātajās kūdras platībās ieviesusies tikai viena sfagnu suga – garsmailes sfagns, kas raksturīga mitrām iepļakām un lāmām, bet noraktos purvos uz mitras kūdras raksturīga kā pioniersuga (Smolders et al. 2003). Turpretī dabiskos augstajos purvos raksturīgas dažādu ekoloģisko nišu sfagnu sugas, kuru lokālo izplatību diferencē mikroreljefs, mitrums, barības vielu pieejamība un citi faktori.

Latvijā noraktu kūdras purvu atjaunošanas kontekstā būtu svarīgi izprast, cik ilgā laikā kūdras karjeri, kuros atjaunots hidroloģiskais režīms, var atjaunoties tādā mērā, lai tos uzskatītu par vairāk vai mazāk līdzvērtīgiem dabiskiem vai maz ietekmētiem purviem. Citviet Eiropā veikti pētījumi liecina, ka gabalkūdras ieguves vietās, kur hidroloģiskais režīms nav tik būtiski pārveidots, sugu sastāvs pēc 90–100 gadiem var būt stipri līdzīgs kā dabiskos purvos (Bastl et al. 2009). Taču jāuzsver: lai gan sugu sastāvs var būt līdzīgs dabiskiem biotopiem, arī pēc ilga laika šādās vietās trūkst dabiskiem purviem raksturīgā mikroreljefa un veģetācijas struktūras. Cits piemērs – viens no ilgāk novērotajiem izstrādātajiem kūdras purviem Eiropā (Dānijā), kur veģetācijas monitorings veikts vairāk nekā 160 gadu, liecina, ka arī pēc tik ilga laika kūdras ieguves vieta nav līdzvērtīga dabiskam purvam (Kollmann & Rasmussen 2012).

Līdz šim Latvijā nav veikti ilgtermiņa pētījumi vairāku gadu desmitu garumā, tādēļ var tikai izdarīt pieņēmumus, kas balstīti uz līdzšinējiem novērojumiem, piemēram, Lielajā Ķemeru tīrelī vai arī ilgstoši pamestos izstrādātos kūdras karjeros. Lai arī nav datu, ka applūduši kūdras karjeri varētu atjaunoties līdz dabiskam purvam līdzvērtīgam stāvoklim pusgadsimta vai gadsimta laikā, fragmentāri pētījumi liecina, ka šādi biotopi atsevišķos gadījumos var būt nozīmīgi kā retu augu sugu un sabiedrību patvērumvietas, piemēram, mitru kūdras augteņu pioniersugām (Poschlod et al. 2007, Priede 2011).

Šajā un līdzīgos purvu atjaunošanas projektos ir ļoti svarīgi veikt ilgtermiņa monitoringu un izvērtēt pasākumu efektivitāti, kas ir nozīmīgi turpmāku līdzīgu projektu plānošanai degradētu purvu atjaunošanai, kā arī sniedz priekšstatu par augāja sukcesiju dažādu faktoru ietekmē.

4.6. AUGSTO UN PĀREJAS PURVU HIDROLOĢIJAS ATJAUNOŠANAS PIEREDZE AUSTRUMLATVIJAS MITRĀJOS

Uģis Bergmanis

AS „Latvijas valsts meži”, e-pasts: u.bergmanis@lvm.lv

Salīdzinājumā ar citiem pasaules kontinentiem (ārpus tropu reģiona), kur purvi ir samazinājušies par 20% no to sākotnējās platības, Eiropā purvu platību zudums ir īpaši ievērojams – 60% visu purvu ir saimnieciski izmantoti (Joosten & Couwenberg 2001). Kaut arī Latvijā lielākā daļa purvu ir iekļauta Eiropas Savienības nozīmes īpaši aizsargājamo dabas teritoriju *Natura 2000* tīklā, lielākā daļa neskarto purvu ir meliorācijas rezultātā tieši vai netieši ietekmēti. Papildus dabas aizsardzības aspektam jāuzsver purvu ievērojamā nozīme globālajā oglekļa un slāpekļa savienojumu piesaistē un līdz ar to klimata regulēšanā – purvos ir akumulēti 20–30% pasaules oglekļa un slāpekļa savienojumu (Martikainen et al. 1993). Līdz ar to ir nepieciešams nodrošināt šo ekoloģiski nozīmīgo biotopu aizsardzību – to Eiropas Savienības valstīs nosaka Eiropas Padomes 1992. gada 21. maija Direktīva 92/43/EEK par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību.

Pirmie augsto un pārejas purvu atjaunošanas pasākumi Latvijas dabas aizsardzības vēsturē pēc vācu dabas pētnieku Dr. Kūno Brēma (*Kuno Brehm*) un Joahima Matesa (*Joachim Matthes*) iniciatīvas uzsākti 1999. gadā Teiču dabas rezervātā, Teiču purvā (Bergmanis et al. 2002). Konkrētais projekts radīja ierosmi purvu atjaunošanai arī daudzās citās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā (Ķuze & Priede 2008, Nusbaums 2008), un purvu atjaunošana ir kļuvusi par nepārtraukti izmantotu metodi. Atšķirībā no purvu hidroloģijas atjaunošanas metodēm citos projektos Teiču

purva atjaunošanas komanda izstrādāja un praksē lietoja metodi, ar kuras palīdzību meliorācijas grāvji tiek aizsprostoti ar konkrētajā vietā pieejamiem dabas materiāliem, ar rokas paņēmieniem un darbarīkiem, neizmantojot smago mehanizēto tehniku. Šī metode ir piemērota teritorijās, kurām piekļūšana ar smago tehniku nav iespējama. Kopš pirmo rezultātu publicēšanas 2002. gadā ir pagājuši 10 gadi. Turpinot aizsprostu izgatavošanu, lai atjaunotu hidroloģiju Teiču dabas rezervātā un citās īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Austrumlatvijā, šī metode ir pilnveidota un ir iegūta nozīmīga papildu pieredze. Šajā rakstā aplūkota uzlabotā metode un pieredze Austrumlatvijas īpaši aizsargājamo mitrāju atjaunošanā no 1999. gada līdz 2012. gadam.

MATERIĀLS UN METODIKA AIZSPROSTU BŪVĒŠANAS VIETU RAKSTUROJUMS

Periodā no 1999. gada līdz 2012. gadam aizsprosti uz grāvjiem purvos tika būvēti trīs īpaši aizsargājamās dabas teritorijās: Teiču dabas rezervāta Teiču un Ozolsalas purvā, dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Klajotnes, Apaļajā, Salas un Zamaru–Malmutas purvā un dabas lieguma „Stompaku purvi” Lielajā (Mūrnieku) purvā (48. attēls).



Teiču dabas rezervāts dibināts 1982. gadā, tas ir mērogā putniem nozīmīga vieta Eiropas Savienības mērogā, starptautiskas nozīmes mitrājs (Ramsāres konvencijas vieta) kopš 1995. gada, *Natura 2000* teritorija kopš 2004. gada; viduspunkta koordinātas X652165, Y6276260 (Teiču dabas rezervāta administrācija 2006).

No kopējās Teiču dabas rezervāta platības (19 779 ha) purvi (galvenokārt augstie, nelielās platībās arī pārejas purvi) aizņem aptuveni 14 000 ha (Teiču dabas rezervāta administrācija 2006), tas ir lielākais purvs Latvijā.

Kaut arī Teiču purvā rūpnieciska kūdras ieguve nav notikusi un tas ir salīdzinoši nepārveidots un dabisks, purvā un tā apkārtnē pirms rezervāta dibināšanas ir veikti ievērojami meliorācijas pasākumi. Vēl 20. gadsimta 20. gadu sākumā purvā nekāda

hidroloģisko režīmu ietekmējoša saimnieciskā darbība nenotika, taču jau 20. gadu beigās un 30. gadu pirmajā pusē sākās pirmie purva nosusināšanas pasākumi. Tika izrakti ūdens novadgrāvji purvam piegulošajās lauksaimniecībā izmantojamās zemēs un mežos, lai teritorija kļūtu sausāka un izmantojama saimnieciskām vajadzībām. Līdz 30. gadu beigām arī no 8 purva ezeriem tika izrakti grāvji un savienoti ar perifēro meliorācijas sistēmu, bet pārējie 9 ezeri palika neskarti. Tā kā grāvji tika rakti ar lāpstām, tie bija sekli un to negatīvā ietekme uz purva hidroloģiju nebija būtiska. Situācija ievērojami izmainījās pēc Otrā pasaules kara, kad 60.–80. gados tika īstenota otrā un visapjomīgākā meliorācijas pasākumu kāрта. Rokot grāvjus ar smago tehniku, tie bija ievērojami dziļāki. Padziļinot jau iepriekš izraktos grāvjus un rokot jaunus, ap purvu tika izveidota blīva un efektīvi funkcionējoša grāvju sistēma. Jauni grāvji tika rakti arī purvā. Šo pasākumu rezultātā ievērojamās platībās samazinājās purvu ieskaujošā mitro mežu josla, vairākos purva ezeros pazeminājās ūdens līmenis, atsevišķos nogabalos kļuva pamanāmas purva degradācijas pazīmes (Bergmanis et al. 2002). Mikroainavu izpēte Teiču purvā liecina, ka dabiskam purvam raksturīgas struktūras sastopamas tikai 54% purva teritorijas, turpretim Ozolsalas purva (viens no Teiču dabas rezervāta purviem, kurā veikta hidroloģijas atjaunošana) mikroainavas visā tā platībā raksturo degradētu augsto purvu (Namatēva 2012). Šāda mikroainavu struktūra acīmredzot ir izveidojusies meliorācijas darbības rezultātā.

Dabas liegums „Lubāna mitrājs” dibināts 2009. gadā, apvienojot iepriekšējos gados izveidotos 12 dabas liegumus vienotā teritorijā, tā platība ir 51 351 ha. Tas ir putniem nozīmīga vieta Eiropas Savienības mērogā, starptautiskas nozīmes mitrājs (Ramsāres konvencijas vieta) kopš 2002. gada, *Natura 2000* teritorija kopš 2004. gada; viduspunkta koordinātas X677465, Y6300724. Lubāna mitrāja kompleksa purvi ir viens no lielākajiem purvu masīviem Latvijā, kuram raksturīga ievērojama sugu un biotopu daudzveidība. Augstie un pārejas purvi aizņem aptuveni 9800 hektārus jeb 20% no kopējās dabas lieguma teritorijas (Nippon Koei Co., Ltd. & Kokusai Kogyo Co., Ltd. 2000).

Lubāna mitrāja kompleksa pārejas un augstie purvi, atšķirībā no Klānu pļavām un zemajiem purviem, meliorācijas rezultātā ir salīdzinoši maz ietekmēti. Var secināt, ka visos dabas lieguma augstajos un pārejas purvos ir konstatējama meliorācijas ietekme. Purvu meliorācija tika uzsākta 60. gadu sākumā, kad ekspluatācijā nodeva Lubānas zemienes nosusināšanas un kompleksās izmantošanas shēmas pirmās kārtas būves. Ar šo periodu sākās intensīva no plūdiem atbrīvotās platības nosusināšana un apgūšana (Bielis 1974). Klānu pļavu nosusināšana veicināja vieglāku piekļūšanu augstajiem un pārejas purviem, kā arī mitro mežu masīviem. Lubāna zemienes lielākie purvi tika rezervēti kūdras rūpnieciskai ieguvei (Kļaviņš 1974), taču to intensīva un visu platību aptveroša meliorācija netika uzsākta. Līdz ar to purvus pašreiz ietekmē tiem piegulošo mitro mežu un Klānu pļavu meliorācija. Mežu meliorācija veikta aptuveni 1959.–1962. gadā (Grāpis, pers. ziņ.). Īpaši intensīvi tā notika priežu un bērzu mežos uz slapjām kūdras augsnēm, uz ziemeļiem no Lubāna ezera – Klajotnes, Apaļā, Nainiekstes un Aboras purva apkārtnē. Pārējos purvus ietekmē Klānu pļavu nosusināšana – gar purvu malām

izraktie dziļie un platie novadgrāvji, kas nosusina purvu malas mitros mežus un pārejas purvu fitocenozes (Bergmanis 2004).

Dabas liegums „Stompaku purvi” kā aizsargājama dabas teritorija dibināts jau 1977. gadā, tas ir *Natura 2000* teritorija kopš 2005. gada. Tā platība ir 3011 ha, viduspunkta koordinātas X709080, Y6334710. Augstie un pārejas purvi no kopējās platības aizņem 1846 ha. 20. gadsimta sākuma topogrāfiskās kartes liecina, ka lieguma teritorijā, galvenokārt Stompaku purva daļā, purvos izveidota grāvju sistēma, taču apkārtējie meži nav bijuši susināti. 70. gados purviem piegulošajos mežos veikta meliorācija, kuras rezultātā izveidota sazarota grāvju sistēma (Rove 2006). Kopumā dabas lieguma purvi ir raksturojami kā meliorācijas maz ietekmēti.

HIDROLOĢIJAS ATJAUNOŠANAS PLĀNOŠANA

Aizsprostu būvēšanas pareiza plānošana ir nozīmīgs posms purvu hidroloģijas atjaunošanas procesā. Tā kā purvu hidroloģija atjaunota īpaši aizsargājamo dabas teritoriju purvos, konkrētie pasākumi paredzēti un aprakstīti aizsargājamo teritoriju dabas aizsardzības plānos, vai arī, ieviešot speciālus biotopu atjaunošanas projektus, papildus sagatavoti purvu atjaunošanas plāni.

Aizsprostu izbūves plānošana uzsākta, izvērtējot pieejamo kartogrāfisko materiālu – mūsdienu topogrāfiskās kartes (mērogā 1:50 000 vai 1:10 000) un ortofoto aerofotogrāfijas. Pēc topogrāfiskajām kartēm noteikts grāvju novietojums teritorijā un novērtēts iespējamais būvējamo aizsprostu skaits. Savukārt pēc ortofoto aerofotogrāfijām, nosakot meliorācijas rezultātā ar priedēm aizaugušās tieši ietekmētās teritorijas gar grāvjiem, novērtēta degradēto teritoriju platība un ietekmes būtiskums. Tieši ietekmētās joslas platums uz abām pusēm no grāvja parasti nepārsniedz 40–50 metrus (Ilnicki 2007, Åman et al. 2012), un tā ir labi pamanāma ortofoto aerofotogrāfijās. Pēc kartogrāfiskā materiāla analīzes visi grāvji apsekoti dabā, precizēts to susinošās ietekmes būtiskums un grāvju funkcionalitāte (aizaugšanas pakāpe). Tā kā grāvjus apsekoja eksperts, kurš praktiski veica un koordinēja aizsprostu būvniecību, apsekošanas laikā topogrāfiskajās kartēs (līdz 2003. gadam) vai GPS uztvērējā atzīmētas arī konkrētas aizsprostu būvēšanas vietas.

Purvu hidroloģijas atjaunošana pamatojas uz atziņu un faktu, ka ūdens ir purva ekosistēmas nozīmīgākā abiotiskā komponente un limitējošais faktors, tas nosaka specifiskas faunas un floras eksistenci. Purvā ūdenim ilgstoši ir jāatrodas pie substrāta virsmas, tā iekšpusē vai arī tas jāpārklāj pietiekamā daudzumā, lai notiktu kūdras akumulēšanās un purva augšana (Edom 2001). Savukārt meliorācijas grāvju darbība, pastiprināti novadot ūdeni no purva, ir daļēji vai pilnīgi izjaukusi purva dabiskās attīstības dinamiku. Tāpēc aizsargājamo purvu hidroloģijas atjaunošanas nolūkā ir jāierobežo ūdens noplūde pa visiem meliorācijas grāvjiem purvā, kā arī tam piegulošajā priežu mežu – kūdreņu joslā, kas ir izveidojusies paaugstināta mitruma režīma apstākļos.

Aizsprostu būvniecība plānota uz visiem meliorācijas grāvjiem purvā, kuros vizuāli konstatēta ūdens plūsma, kā arī uz daļēji aizaugušiem grāvjiem, ja to aizsērējuma/

aizauguma virskārta bija zemāka par grāvja malām un bija konstatējama sezonāla ūdens noplūde. Tā kā augstajos purvos ūdens plūst no kupola centra virzienā uz purva malām un augstuma starpība viena grāvja garenvirziena robežās starp grāvja sākuma un beigu posmu parasti pārsniedz vienu metru, dabiskās hidroloģijas atjaunošanai visā grāvja posmā uz tā visbiežāk izveidoti vairāki aizsprosti. Atkarībā no grāvja krituma aizsprostu būvniecības vietas plānotas ik pēc aptuveni 30–50 metriem, uz lēzena krituma grāvjiem attālumi starp aizsprostiem plānoti lielāki. Aizsprostu būvēšanas vietas un attālumi starp aizsprostiem noteikti kompleksi – analizējot topogrāfisko karšu augstuma atzīmes, vizuāli novērtējot grāvja kritumu un vadoties pēc pieredzes. Aizsprosti būvēti ar aprēķinu, lai ūdens līmeņa starpība starp aizsprostiem nebūtu lielāka par 0,5 metriem, tādējādi nodrošinot pietiekami augstu ūdens līmeni visā grāvja posmā starp abiem aizsprostiem. Atklātā augstajā purvā (sk. neskartu augsto purvu definīciju, Salmiņa 2010) aizsprosti būvēti ar aprēķinu, lai nodrošinātu maksimāli augstu ūdens līmeni, to paaugstinot līdz grāvja malām. Šāds maksimāli paaugstināts ūdens līmenis nepārsniedz sākotnējo ūdens līmeni purvā pirms grāvju izrakšanas, jo pēc meliorācijas kūdra abās pusēs grāvim nosēžas aptuveni par 1 metru (Stegmann & Zeiz 2001, Nusbaums 2008), respektīvi, kūdras nosēšanās rezultātā purva virskārta grāvja malās ir zemāka par sākotnējo purva augstumu pirms meliorācijas. Aizsprosti būvēti grāvju izteku vietās no purva ezeriem/akačiem, uz purvu šķērsojošajiem grāvjiem un vairāku grāvju satekas vietās, izvēloties grāvju posmus bez kokiem (koku saknes apgrūtina aizsprostu profila izrakšanu) un ar izteiktām grāvja nogāzēm (nodrošina maksimāli augsta ūdens līmeņa uzstādīšanu). Purva malās, purvainajos mežos (sk. purvaino mežu definīciju, Bambi 2010), aizsprosti būvēti situācijās, ja augsni no augsnes virskārtas līdz grāvja gultnei veidoja kūdra, šādās vietās ūdens līmenis ir paaugstināts līdz koku sakņu horizontam, aptuveni 30 cm zemāk par grāvja malām.

Ievērojot iepriekš aprakstītos principus, plānota trīs aizsargājamo purvu kompleksu hidroloģijas atjaunošana.

Teiču dabas rezervātā ietilpstošo purvu – Teiču purva un Ozolsalas purva – meliorācijas sistēma un tās ietekme uz purva un mežu ekosistēmām novērtēta 1997. gada vasarā, apsekojot visus purva ezerus un teritorijā izraktos grāvjus. Izpēti veica vācu purvu eksperts un dabas pētnieks Joahims Matess ar vācu dabas pētnieka Dr. Kūno Brēma finansiālu atbalstu un Teiču dabas rezervāta Pētījumu daļas vadītāja U. Bergmaņa tehnisku atbalstu, lauka darbos pavadot aptuveni 30 dienas. Izpētes rezultātā izstrādāta koncepcija, kuras mērķis bija daļēji atjaunot dabisko hidroloģisko režīmu Teiču purvā, uzbūvējot aptuveni 300 aizsprostus. Pēc aizsprostu būvniecības uzsākšanas 1999. gadā un plāna daļējas realizācijas, ko veica Teiču dabas rezervāta administrācijas speciālisti, koncepcija tika aktualizēta un sagatavots „Pasākumu plāns dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošanai Teiču purvā”, līdz 2010. gadam paredzot papildus uzbūvēt aptuveni 30 aizsprostus (Bergmanis 2005).

Dabas lieguma „Lubāna mitrājs” purvu atjaunošanas plānošana uzsākta, sagatavojot vispārēju šo purvu aizsardzības koncepciju Japānas valdības finansētā projekta

„Pētījumi Vides apsaimniekošanas plānam Lubānas mitrāja kompleksam” (*The Study on Environmental Management Plan for Lubana Wetland Complex*) ietvaros 1999.–2000. gadā (Nippon Koei Co., Ltd. & Kokusai Kogyo Co., Ltd. 2000). Plāna ieviešanai 2003. gadā tika uzsākts Eiropas Komisijas finansēts projekts LIFE2003NAT/LV/000083 „Lubāna mitrāja kompleksa vides apsaimniekošana, Latvija”, kur purvu atjaunošana ir viena no sugu un biotopu apsaimniekošanas rīcībām. Projekta ietvaros sagatavots „Lubāna mitrāja kompleksa augsto un pārejas purvu dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošanas plāns” (Bergmanis 2004), kas paredzēja hidroloģijas atjaunošanu 2004.–2007. gada periodā četros purvos, izgatavojot aptuveni 60 aizsprostus.



49. attēls. Pilnīgi aizaudzis grāvis dabas lieguma „Stompaku purvi” ziemeļu daļā

Figure 49. Completely overgrown drainage ditch in the northern part of Stompaku Mire Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 31/07/2012)

Dabas lieguma „Stompaku purvi” purvu hidroloģiskā režīma atjaunošana iekļauta 2006. gadā sagatavotā dabas aizsardzības plāna pasākumu daļā (Rove 2006), kas paredz 28 aizsprostu izgatavošanu. Apsekojot teritoriju 2012. gada augustā (apsekošanu veica AS „Latvijas valsts meži” vides eksperti I. Rove un U. Bergmanis), konstatēts, ka aizsprostošanai plānotie grāvji ir jau pilnīgi aizauguši (49. attēls). Tāpēc purva atjaunošanas pasākumu plāns tika aktualizēts un noteikta 10 jaunu aizsprostu būvniecības nepieciešamība citās vietās.

AIZSPROSTU BŪVĒŠANAS METODIKA

Kopš iepriekšējā aizsprostu būvēšanas metodikas apraksta 2002. gadā, izgatavojot aizsprostus no purvā pieejamiem materiāliem un izmantojot tikai rokas darbarīkus (Bergmanis u. c. 2002), ir uzbūvēts ievērojams skaits aizsprostu. Līdz ar to mums ir

iespēja novērtēt iepriekš aprakstītās metodes dažādu variantu piemērotību un kvalitāti purvu hidroloģijas atjaunošanā. Esam secinājuši, ka minerālaugsnē raktie grāvju šķēršprofili un tajos izveidotie aizsprosti, kā arī no vienas baļķu rindas izgatavotie aizsprosti kalpo īslaicīgi, pēc vairākiem gadiem tie zaudē hermētismu, nenotur ūdens līmeni virs aizsprosta, un radušies bojājumi nav novēršami.

Visnoturīgākie izrādījās no divām baļķu rindām kūdras augsnē izgatavotie aizsprosti uz grāvjiem ar nepārtrauktu ūdens pieplūdi, kas nodrošina pastāvīgu mitrumu aizsprostā, neļauj tam izžūt un līdz ar to saglabā nepieciešamo hermētiskumu.

Šādus aizsprostus optimālā gadījumā būvē 4–5 cilvēki (1–2 rok profilu, 2 gatavo kokmateriālus, 1 pienes hidroizolēšanai nepieciešamās sūnas, pēc sagatavošanas darbu veikšanas aizsprosta būvniecībā piedalās visi dalībnieki). Svarīgi ir iegādāties piemērotu un labas kvalitātes darba inventāru – nepieciešami trīs motorzāģi (divi zāģi kokmateriālu gatavošanai, viens zāģis tiek izmantots aizsprosta būvniecībā – baļķu un pāļu apzāģēšanā, profila pielīdzināšanā, sakņu izzāģēšanā), viena motorzāģa degvielas un ķēdes eļļas pārnēsājamā kanniņa, vīle ķēdes asināšanai un rezerves ķēde, zāģa sliede, 2–3 lāpstas aizsprosta profila rakšanai, viens cirvis veģetācijas un koku sakņu sadalīšanai profilā un naglu iedzišanai, viens 5 kilogramus smags veseris koka pāļu iedzišanai, naglas (20 cm) aizsprosta koka daļu sastiprināšanai, divas mugursomas inventāra nešanai un sintētiska audekla maisi sūnu pienešanai. Aizsprostus būvē augustā, septembrī, oktobrī, kad grāvjos ir viszemākais ūdens līmenis.

Aizsprosta būvniecība ir iedalāma četros dažādos posmos:

I posms – profila izrakšana,

II posms – kokmateriālu un hidroizolācijas materiālu sagatavošana,

III posms – aizsprosta būvniecība,

IV posms – aizsprosta noformēšana.

I. Profila rakšana

Piemērotā vietā vispirms tiek izrakts aizsprosta profils – vieta, kurā izveidojams aizsprosts. Pirms profila rakšanas ar motorzāģi tiek izzāģēta profila kontūra un noņemts virsējais veģetācijas slānis (50. attēls). Profils tika rakts aptuveni par 1 metru platāks nekā grāvis (parasti 4–6 metri) un aptuveni 80 centimetru biezumā (51. attēls). Dziļumā profils rakts līdz grāvja gultnes dziļākajai vietai (parasti 1–1,5 m). Ja grāvī bija ūdens (parasta situācija) un līdz ar to nebija iespējams aizrakties līdz gultnei, tika rakts līdz ūdens līmenim. Izraktā kūdra tika mesta grāvī virs aizsprosta vietas, tādējādi daļēji apturot ūdens pieplūdi un līdz ar to atvieglojot rakšanu un aizsprosta būvniecību. Profilu parasti raka viens cilvēks.

II. Kokmateriālu un hidroizolācijas materiālu sagatavošana

Tajā pašā laikā divi citi cilvēki sagatavoja kokmateriālus aizsprosta būvei, zāģējot grāvja tuvumā augošās priedes, aptuveni 20 cm diametrā pie celma, un tās sagarumojojot aizsprostojamā grāvja platumā (svarīgi – koku zāģēšanai nepieciešams ciršanas



50. attēls. Aizsprosta profila izzāģēšana ar motorzāģi dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Klajotnes purvā, fotoattēlā Valdis Cīrulis

Figure 50. Valdis Cīrulis is preparing the dam profile in Klajotne Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve



51. attēls. Izrakts aizsprosta profils dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Klajotnes purvā, fotoattēlā Jānis Vilcāns

Figure 51. Jānis Vilcāns is finishing digging of the dam profile in Klajotne Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 13/10/2005)

apliecinājums). Viena aizsprosta izgatavošanai parasti nepieciešami 6–8 horizontāli iebūvējami baļķi, katrā rindā pa 3–4 baļķiem atkarībā no grāvja dziļuma.

Papildus sagatavoti aptuveni 2 metrus gari pāji 15 cm diametrā resnākajā galā, kuru tievgaļi apzāģēti smaili, atvieglojot to iedzišanu zemē (53., 54. attēls). Viena aizsprosta izgatavošanai parasti nepieciešami 20–40 šādi vertikāli iedzenami pāji, katrā rindā pa 10–20 pājiem.

Vienlaikus viens cilvēks plūca sfagnu sūnas (hidroizolācijas materiāls) un maisos nogādāja pie aizsprosta profila (52. attēls). Ja sfagni nebija pieejami pietiekamā daudzumā, kā hidroizolācijas materiāls netālu no grāvja tika rakta un krāmēta kaudzē kūdra.

III. Aizsprosta būvniecība notiek šādā secībā.

1. Ja grāvja gultne ir sausa un aizsprosta profils ir izrakts līdz gultnei, vispirms profilu izklāj ar aptuveni 30 cm biezu sfagnu slāni (ja gultnē ir ūdens un profils izrakts tikai



52. attēls. Jānis Vilcāns, nesot sfagnu sūnas uz aizsprosta būvēšanas vietu dabas liegumā „Stompaku purvi”

Figure 52. Jānis Vilcāns is preparing bog-mosses for the dam in Stompaku Mire Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 19/09/2012)

līdz ūdens līmenim, sfagnus šajā stadijā vēl neieklāj). Tad profila ārējās malas galos iedzen divus pāļus un ievieto pirmo horizontālo baļķi. Lai nofiksētu baļķa stāvokli, baļķa iekšpusē iedzen divus tievākus un īsākus pāļus, un pie tiem ar naglām pienaglo pirmo baļķi. Pirms baļķa pienaglošanas to noslogo – baļķim uzkāpj virsū vismaz divi cilvēki, tādējādi piespiežot baļķi ciešāk grāvja gultnei. Līdzīgi ievieto un nofiksē otrās rindas pirmo baļķi (53. attēls). Abu rindu pirmie baļķi ļauj stabili pārvietoties pa profilu un turpināt aizsprosta būvniecību.

Pirms nākamo baļķu iebūvēšanas profilā jau ievietotos baļķus noklāj ar sfagnu sūnām (līdzīgi kā būvējot guļbūves). Katru nākamo baļķi novieto ar resnāko galu pret iepriekšējā baļķa tievāko galu, lai rinda būtu horizontāli taisna. Lai augstumā pieaugošā baļķu siena būtu stabilāka, abu sienu ārējās malās iedzen vēl pa diviem pāļiem (54. attēls), un pie tiem pienaglo ievietotos baļķus. Atkarībā no grāvja dziļuma un baļķu resnuma šādi profilā abās rindās iesēdina pa 2–4 (5) baļķiem. Pēdējo augšējo baļķi nozāgē aptuveni par vienu metru garāku nekā pārējie baļķi. Šā baļķa galus, kas ir garāki par izrakto profilu, iesēdina kūdrā, izzāgējot un izņemot tikai veģetācijas sakņu slāni baļķa biezumā. Šāds risinājums ierobežo ūdens noplūdi gar aizsprosta galiem.

2. Kad aizsprosta abas horizontālo baļķu rindas ir gatavas, izgatavo barjeras, kas satur aizsprosta pildījumu (sk. 3. punktu). Šādas barjeras izgatavo no 2 metrus gariem pāļiem



53. attēls. Aizsprosta profilā ievietoti un nofiksēti abu rindu pirmie baļķi dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā

Figure 53. First horizontal round timbers from both rows placed and fixed in the dam in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve



54. attēls. Aizsprosta profilā izveidotas un nofiksētas divas pilna augstuma baļķu rindas dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā

Figure 54. Two full-height round timber walls placed in the dam profile and fixed in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 27/10/2005)

(pāju garums atkarīgs no grāvja dziļuma) aptuveni 15 cm diametrā resnākajā galā (sk. II posmu), tos vertikāli iedzenot cieši citu aiz cita gar abu baļķu rindu ārējām malām grāvja gultnes platumā (55., 56., 58. attēls). Vienas barjeras izgatavošanai parasti nepieciešami



55. attēls. Ar vertikāli iedzītu pāju barjerām nostiprināts divrindu aizsprosts un ieklāto sfagnu/kūdras sablīvēšana dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā

Figure 55. Dam from two rows fixed with vertical pile barriers and stuffed with bog-mosses and peat in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve



56. attēls. Aizprostā ieklāto sfagnu sablīvēšana dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā

Figure 56. Compressing filled bog-mosses in a dam in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 27/10/2005)

15–20 pāļi, jo gultne ir šaurāka par attālumu starp grāvja krastu augšējām malām. Katru iedzīto pāli ar vienu 20 cm garu naglu pienaglo pie augšējā horizontālā baļķa. Šādas barjeras neļauj starp abām baļķu rindām iepildītajai un sablīvētajai kūdrai/sfagniem izspiesties zem pirmā apakšējā baļķa. Tas ir it īpaši svarīgi situācijās, kad paaugstināta ūdens līmeņa apstākļos nav iespējams izrakt profilu līdz grāvja gultnei un kad pirmais baļķis blīvi nepieguļ grāvja gultnei. Barjeras vienlaikus stabilizē un notur aizsprostu nemainīgā vertikālā stāvoklī.

3. Kad aizsprosta abas horizontālo baļķu rindas ir gatavas un nostiprinātas ar vertikāli iedzīto pāļu barjerām, telpu starp abām baļķu rindām piepilda ar sfagnu sūnām. Izteikti degradētos augstajos purvos, kur sfagnu sūnas nav pieejamas lielā daudzumā, ar aptuveni 30 cm biezu sfagnu slāni izklāj profila apakšējo daļu, pārējo telpu līdz pēdējam augšējam baļķim aizpilda ar kūdru un virspusi atkal pārklāj ar sfagniem. Svarīgi, lai aizsprostā iepildītais materiāls tiktu rūpīgi sablīvēts (55., 56. attēls).

4. Lai novērstu aizsprostā iepildītās kūdras un sfagnu izskalošanu, aizsprosta virskārtu nosedz ar diviem aptuveni 15 cm resniem priedes baļķiem, tiem 4–6 vietās šķērsām pienaglojot gareniski uz pusēm pārzāgētas latas (šķērsriezumā veido pusapli) (57. attēls).

IV. Aizsprosta noformēšana

Kad aizsprosts gatavs, tā augšējā baļķi izzāgē aptuveni 1–1,5 m platu un līdz 5 cm dziļu atveri, kur noplūst ūdenim. Atverei jābūt pietiekami platai, lai ūdens plūstu tikai pa to un nevis apkārt aizprostam. Lai netiktu izskalota grāvja gultne zem aizsprosta, ūdenim plūstot pa atveri, zem aizsprosta novieto pēc kokmateriālu sagatavošanas pāri palikušos atgriezumus (56., 57. attēls).



57. attēls. Aizsprosta virskārtas nostiprināšana ar diviem aptuveni 15 cm resniem priedes baļķiem un šķērslatām dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā

Figure 57. Stabilizing dam surface with two pine round timbers and laths in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve



58. attēls. Gatavs divrindu aizsprosts dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Salas purvā ar kūdras slāni grāvja gultnē virs aizsprosta

Figure 58. Complete dam with two rows and a peat layer on the ditch bed before the dam in Sala Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 27/10/2005)

Lai papildus uzlabotu hidroizolāciju un hidrodinamiku, kā arī lai samazinātu ūdens spiedienu uz aizsprostu, pie aizsprosta iekšējās malas ūdens pieplūdes pusē izveido slīpu kūdras slāni. Kūdru, kas, rokot profilu, tika samesta grāvī virs profila, ar lāpstām samet atpakaļ pie izgatavotā aizsprosta (58. attēls).

REZULTĀTI

Periodā no 1999. līdz 2012. gadam trīs īpaši aizsargājamo dabas teritoriju purvos uzbūvēti 169 aizsprosti.

166 aizsprosti izgatavoti no kokmateriāliem un purvā pieejamās kūdras un sfagniem. No 166 koka aizsprostiem 8 izgatavoti no 10×10 cm brusām, atlikušo 158 aizsprostu būvniecībā izmantoti uz vietas sagatavoti apaļi priedes koku stumbri, atsevišķos gadījumos izmantotas egles un apses. Būvniecībā parasti piedalījās dabas aizsardzības speciālisti Uģis Bergmanis, Valdis Cīrulis, Jānis Vilcāns, Valdis Garančs un Dainis Tučs (59. attēls), bet periodiski arī citi dalībnieki.

Pirmajos aizsprostu būvniecības gados šaurāku grāvju aizsprostošanai aizsprosti veidoti tikai no vienas horizontāli novietotu baļķu rindas vai arī no 1–2 vertikāli iedzītu pāju rindām. Aizsprostu darbības pārbaudē konstatējām, ka visi šie aizsprosti ir zaudējuši hidroizolāciju, nav hermētiski vai arī ūdens spiediena rezultātā ir deformēti un līdz ar to nefunkcionē vai tikai daļēji uztur nepieciešamo ūdens līmeni. Tāpat konstatējām, ka hidroizolāciju ir zaudējuši un nefunkcionē visi aizsprosti, kuru profili rakti minerālaugsnē, jo kontaktjoslā starp minerālaugsnī un kūdru/sfagniem ilgstošā periodā nav iespējams nodrošināt hidroizolāciju.

Mūsu pieredze liecina, ka ilgstošā periodā nepieciešamo ūdens līmeni notur tikai divrindu aizsprosti ar vertikāli iedzītu pāju barjerām un sfagnu/kūdras pildījumu kūdras augsnēs ar pastāvīgu mitrumu. Būtiska ir ne tikai aizsprosta konstrukcija, bet arī pastāvīga ūdens pieplūde, kas uztur aizsprostu piesātinātu ar ūdeni un tādējādi neļauj tam izžūt. Šādi „dzīvi” aizsprosti laika gaitā apaug ar sfagniem un spilvēm, kas pasargā aizsprosta koka daļas no saules staru noārdošās iedarbības un paildzina aizsprosta mūžu (60. attēls).

Tomēr grāvjos ar nepastāvīgu ūdens pieplūdi un sausuma periodā arī divrindu aizsprosti izžūst un var zaudēt hidroizolāciju.

Nevienā purvā, kuros atjaunota hidroloģija, nav veikts hidroloģijas monitorings, līdz ar to mūsu rīcībā nav konkrētas informācijas par ūdens līmeņa svārstībām. Kaut arī Teiču purvā 2005. gadā uzsāktā veģetācijas monitoringa informācija vēl nav apkopota, atsevišķas pozitīvas izmaiņas hidroloģijas atjaunošanas rezultātā ir konstatētas jau pašreiz. Vairākos ezeros un lāmās ir atjaunots dabiskais ūdens līmenis un novērsta izžūšana. Gandrīz visu atjaunoto ezeru līčos ir novērojama sfagnu sūnu atjaunošanās un paātrināta augšana (61. attēls). Līdzīgi kā Teiču purvā, dabas lieguma „Lubāna mitrājs” purvu grāvji pēc hidroloģijas atjaunošanas ir piepildījušies ar ūdeni, un ir konstatēta sfagnu slāņa atjaunošanās (62. attēls).



59. attēls. Aizsprostu būvniecības komanda pie uzbūvēta divrindu aizsprosta aizsargājamo ainavu apvidū „Ziemeļgauja”

Figure 59. Building team (from the left: Valdis Garančs, Jānis Vilcāns, Uģis Bergmanis, Valdis Cīrulis) of a two-row dam in Ziemeļgauja Protected Landscape Area

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 10/10/2006)



60. attēls. Ar sfagniem un spilvēm apaudzis funkcionējošs divrindu aizsprosts dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Apaļajā purvā

Figure 60. Functioning two-row dam naturally overgrown with bog-mosses and cotton-grass in Apaļais Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 31/08/2007)



61. attēls. Ar sfagniem aizaudzis Mindauga ezera līcis Teiču purvā pēc dabiskā ūdens līmeņa atjaunošanas

Figure 61. Regrowth of bog-mosses in Mindauga Lake in Teiči Mire after the restoration of the natural water level

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken in 1999)



62. attēls. Ar ūdeni piepildījies un sfagniem, spilvēm aizaudzis grāvis dabas lieguma „Lubāna mitrājs” Apaļajā purvā pēc dabiskā ūdens līmeņa atjaunošanas

Figure 62. Ditch filled with water and overgrown with bog-mosses and cotton-grass in Apaļais Mire in the Lubāna Wetland Nature Reserve after the restoration of the natural water level

Foto/Photo: Uģis Bergmanis (taken on 31/08/2007)

4.7. AUGSTĀ PURVA VEĢETĀCIJAS ATJAUNOŠANAS PĒTĪJUMI AUKŠTUMALAS PURVĀ LIETUVĀ

Leonas Jarašius, Romas Pakalnis, Jūratė Sendžikaitė, Dalytė Matulevičiūtė

Dabas izpētes centrs, Botānikas institūts, e-pasts: leonas.jarasius@botanika.lt

Purvi ir viena no svarīgākajām mūsu planētas ekoloģiskajām struktūrām un nodrošina lielu bioloģisko daudzveidību. Lietuvā purvi aizņem 646 000 ha, kas veido 9,9% no valsts teritorijas, tomēr tikai 28% jeb 178 000 ha no tiem ir dabiski vai gandrīz dabiski purvi (Povilaitis et al. 2011). Purvu aizņemtā teritorija strauji samazinājās 20. gs. otrajā pusē. Daudzos purvos veikta nosusināšana, plaša apjoma nosusināšanas darbi Lietuvas rietumdaļā notiek jau kopš 19. gs. beigām. Nemunas upes deltas apgabalā gandrīz visi dabiskie zāļu purvi un nelieli augstie purvi ir nosusināti (Basalykas, red. 1958), bet atsevišķas daļas lielajos purvos, kā Aukštumala (1017 ha no 3018 ha), Rupkalvji (167 ha no 3410 ha), Medžokle (208 ha no 1450 ha) un daži mazāki kūdras purvi (*Berštai, Lietgiri*), palikuši neskarti.

Aukštumala mūsdienu purvu pētniecībā kalpo kā klasisks augstā purva piemērs (Weber 1902). Tomēr tas ir arī viens no pirmajiem Lietuvas purviem, kurā veikta komerciāla kūdras ieguve kopš 19. gs. beigām. Lielākās izmaiņas sākās 1968. gadā, kad

2/3 no purva tika nosusinātas, lai mehāniski iegūtu kūdru. Neskarta palikusi Aukštumalas augstā purva rietumu daļa, taču tajā novērojama negatīva veco notekgrāvju sistēmu un kūdras ieguves lauku ietekme uz purva hidroloģiju. Saskaņ� vieta starp rezervāta un kūdras ieguves lauku teritoriju ir 6 km gara, un 30–60 ha no rezervāta atrodas nosusināšanas ietekmētajā zonā. Tas izraisījis negatīvas hidroloģiskā režīma un veģetācijas seguma izmaiņas – biotopu degradēšanos, tipisku augstā purva augu sugu kalšanu un izzušanu, meža augu sabiedrību izplatīšanos, koku vidējā apkārtmēra palielināšanos u. c. (Pakalnis et al. 2009). Tādēļ ir nepieciešams samazināt antropogēno ietekmi uz augstā purva ekosistēmu, uzlabojot hidroloģiskos apstākļus, palielinot augstā purva platību uz degradētā purva rēķina u. c., kā arī izstrādāt metodiku veģetācijas seguma atjaunošanai kūdras ieguves laukos.

PĒTĀMĀ TERITORIJA

Aukštumalas augstais purvs atrodas Lietuvas rietumos divu upju, Nemunas un Miņijas, sateces apgabalā. Pirms vairāk nekā 100 gadiem C. A. Vēbers (Weber 1902) šo purvu raksturoja kā „taisnleņķa trijstūri ar noapaļotiem stūriem un nelidzenām malām, ar hipotenūzu, vērstu uz dienvidrietumiem pret Kroku Lanka ezeru” (63. attēls). Teritorija atrodas 1,6 m vjl., augstā purva virsma 150–500 m (vidēji 300 m) platā joslā strauji paceļas 4,5 līdz 5,0 m vjl. Morfoģenētiski purva rietumdaļu veido glaciolimniski, lagūnas un senu ieplaku sedimenti, bet austrumdaļu – morēniski un glaciokvatiski ieplaku reljefs; purvs veidojies, holocēnā pārpurvojoties vēlā leduslaikmeta ezeram (Kunskas 2005).

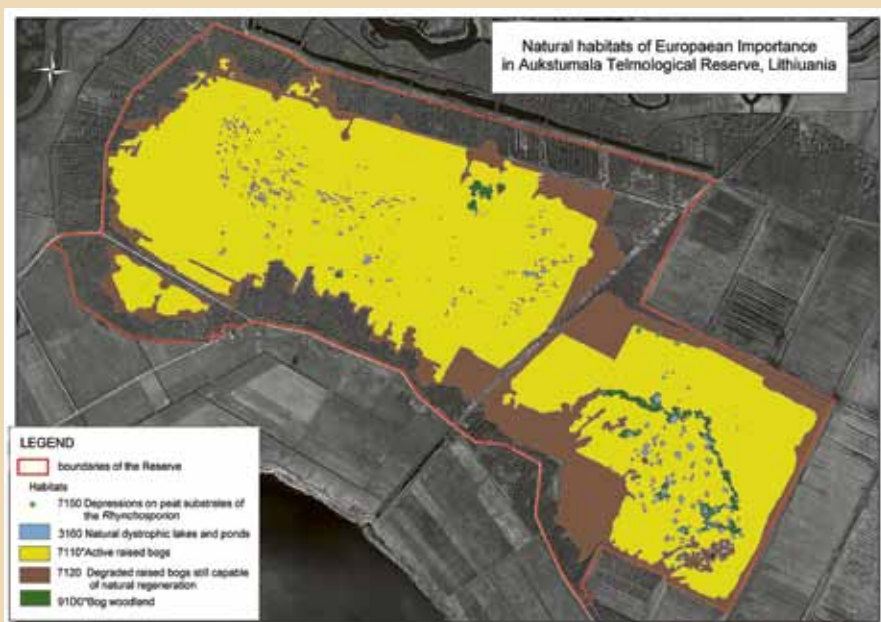


63. attēls.

Aukštumalas augstā purva un tā apkārtnes shematiska karte

Figure 63.

Scheme of Aukštumala Raised Bog and its environment



64. attēls. ES īpaši aizsargājamo biotopu sastopamība Aukštumalas purva rezervātā

Figure. 64. Natural habitats of European importance in the Aukštumala Telmological Reserve (2012)

Lai arī vidējais kūdras uzkrāšanās ātrums Aukštumalas purvā pēdējo 200 gadu laikā bijis līdzīgs ilgtermiņa kūdras uzkrāšanās ātrumam (0,11–0,13 cm gadā) (Mažeika 2006), purva veģetācijā novērotas šādas izmaiņas: bagātīgs pameža segums atklātajās augstā purva sabiedrībās; koku (purva bērza *Betula pubescens* un liela izmēra parastās priedes *Pinus sylvestris*) ienākšana *Ledo-Pineteum sylvestris* augu sabiedrībā; pameža izplešanās ieplaku augu sabiedrībās; sfagnu izzušana un ķērpju stāva veidošanās atklātajās augstā purva augu sabiedrībās un vietās ap novadgrāvjiem (Pakalnis et al. 2009).

Lai saglabātu unikālu augstā purva kompleksu, retās augu un dzīvnieku sugas atlikušajā neskartajā Aukštumalas purva daļā 1995. gadā izveidots dabas rezervāts. Kopš 2004. gada teritorija ir *Natura 2000* vieta. Rezervāta teritorijā 2012. gadā konstatēti pieci Eiropas Savienības nozīmes biotopi un 210 augu sugas. Aprēķināts, ka 23% jeb 237 ha biotopu ir būtiski mainīti vai degradēti, un tie neatbilst ES prioritāro biotopu nosacījumiem. Šādi biotopi, kuros dominē mežu veģetācija, 40–500 m platā joslā sastopami uz rezervāta robežas, un tajos bijusi vislielākā antropogēnā ietekme. Lielāko rezervāta teritoriju aizņem neskarts augstais purvs (7110*) un degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās (7120) (attiecīgi 59% un 16% no teritorijas). Purvaini meži (91D0*) un distrofi ezeri (3160) katrs aizņem 1% no rezervāta platības. Pēc 2011. gada ugunsgrēka rezervātā konstatēti atsevišķi nelieli (<0,1 ha) fragmenti ar ieplakām purvos (7150).

MATERIĀLS UN METODES

Viens no svarīgākajiem Aukštumalas purvu atjaunošanas uzdevumiem ir veikt īpašus pasākumus, lai norobežotu dabas rezervātu no purva nosusināšanas ietekmes. Citi uzdevumi iekļauj veģetācijas atjaunošanas pasākumus purva noraktajās daļās.

Lai samazinātu cilvēka darbības negatīvo ietekmi uz augstā purva ekosistēmu, veikti vairāki pasākumi (63. attēls).

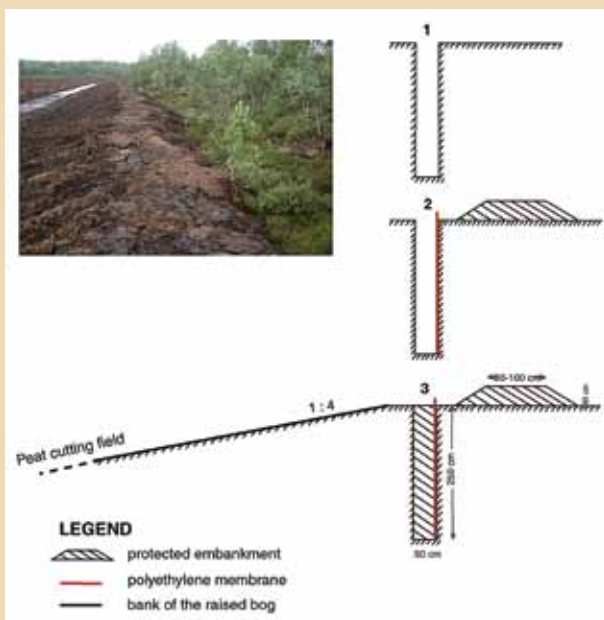
1. Izolēšana no blakus esošajiem kūdras ieguves laukiem:

- ar 1 km garu polietilēna membrānu (uzstādīta 2006. gadā, 65. attēls);
- ar 300 m garu kūdras dambi, kas izgatavots no stipri sadalījušās kūdras no purva dziļākiem slāņiem (uzstādīts 2010. gadā).

Uz Aukštumalas purva rezervāta robežas 2006. gadā (63., 65. attēls) un 2010. gadā uzstādītas oriģinālas ūdens līmeņa uzturēšanas iekārtas. Lai novērtētu šo iekārtu efektivitāti, ierīkota arī hidroloģiskā monitoringa sistēma. Tā sastāv no sešiem hidroloģiskā monitoringa profiliem: četri profili ir 170 m gari, katrs sastāv no 9 gruntsūdens līmeņa mērīšanas akām; divi profili ir 130 m gari un sastāv no 7 akām. Kontroles profils uzstādīts ārpus šīs sistēmas robežām pie efektīvi funkcionējoša novadgrāvja, kas ir 3 m dziļš. Ūdens līmeņa mērījumi uzsākti 2007. gadā un tiek veikti katru gadu laikā no aprīļa līdz oktobrim.

2. Dambju būvniecība:

- uz platiem sateces grāvjiem uzbūvēti lieli koka/kūdras dambji ar ūdens regulēšanas funkciju (66. A1, A2 attēls);
- uz šauriem novadgrāvjiem uzbūvēti nelieli kūdras aizsprosti (66. B attēls);
- šķērsām pāri šauriem novadgrāvjiem ievietoti nelieli bērza finieri (66. C attēls).



65. attēls.

Ūdens līmeņa kontrolēšanas iekārtas ierīkošanas shēma (Pakalnis et al. 2008):

1) 2,5–3 m dziļumā izrakts grāvis; 2) grāvī ievietota polietilēna membrāna; 3) grāvis, kas piepildīts ar augstā purva kūdru

Figure 65.

Scheme of installation of the equipment for water table control (Pakalnis et al. 2008):

1) 2.5–3 m deep trench was excavated; 2) polythene membrane was laid into the trench; 3) the trench was filled up with raised bog peat



66. attēls. Dažādi dambju veidi, kas būvēti uz Aukštumalas augstā purva novadgrāvjiem: A – koka/kūdras dambji, B – nelieli kūdras aizsprosti, C – nelieli bērza finiera dambji

Figure 66. Different types of dams constructed on ditches of Aukštumala Raised Bog: A – wood-peat dams, B – small peat dams, C – small birch panel (plywood) dams

Foto/Photo: Leonas Jarašius

3. Augstā purva veģetācijas seguma atjaunošanas eksperimenti pamestos kūdras ieguves laukos, izplatot sfagnu diasporas.

Veicot augstā purva veģetācijas seguma atjaunošanas eksperimentu, 2011. gadā izmantota jauna tehnoloģija. Pirmo reizi Lietuvā purva atjaunošanas vietā pamestā kūdras ieguves laukā izkaisītas sfagnu un citu augstiem purviem raksturīgu augu sugu (makstainās spilves *Eriophorum vaginatum*, lielās dzērvenes *Oxycoccus palustris*, polijlapu andromedas *Andromeda polifolia*, apaļlapu rasenes *Drosera rotundifolia* u. c.) diasporas. No donora teritorijas – degradēta augstā purva, kas atrodas blakus kūdras ieguves vietai un ir paredzēts norakšanai, ievāktas 0,4x0,4 m lielas un 5–7 cm biezas velēnas ar dabisku veģetācijas segumu (67. attēls). Donora teritorijā dominē brūnais sfagns *Sphagnum fuscum*, Magelāna sfagns *S. magelanicum* un smaillapu sfagns *S. capillifolium*, kas ir izturīgi pret mitruma režīma izmaiņām. Pārstādāmās velēnas veģetācijas atjaunošanas vietā novietotas uz mitra kūdras substrāta, to pārklāj līdz 9 cm dziļš

ūdēns slānis. Pārstādīšana veikta piecās paralēlās transektēs, kas atradās 3 m attālumā cita no citas. Katrā transektē pārstādītas 10 veģētācijas velēnas, katra 3 m attālumā cita no citas. Eksperiments 2012. gadā paplašināts, un veģētācijas atjaunošanas vietā papildus ierīkotas astoņas paralēlās transektes. Lai novērtētu augstā purva atjaunošanas eksperimenta rezultātus, tiks veikts veģētācijas seguma atjaunošanās monitorings un gruntsūdens līmeņa novērojumi.



67. attēls. Augstā purva sfagnu *Sphagnum* sp. velēnu pārstādīšana veģētācijas atjaunošanas vietā Aukštumalas purvā Šilutes novadā, Lietuvā, 2011. gada septembrī: A–C – dabiskas augstā purva sfagnu velēnas, kas sagatavotas pārstādīšanai veģētācija atjaunošanas vietā; D–E – pārstādītās sūnu velēnas

Figure 67. Introduction of raised-bog moss (*Sphagnum* sp.) cover patches into the restoration site (Aukštumala Raised Bog, Šilutė District, Lithuania, September 2011): A–C – fragments of natural raised bog moss cover ready to be introduced into the restoration site; D–E – introduced fragments of moss cover

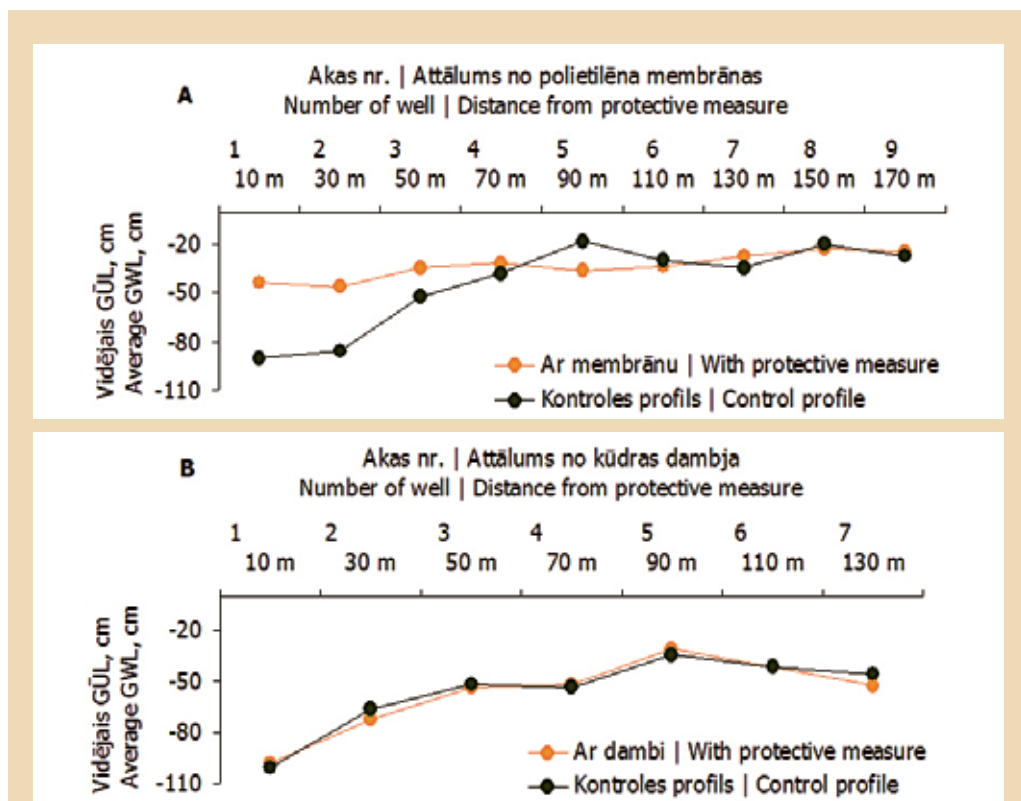
Foto/Photo: Leonas Jarašius

REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Pēc ūdens līmeņa uzturēšanas sistēmas (ūdēns noturošās membrānas) uzstādīšanas sešs sezonās (no 2007. līdz 2012. gadam) veiktie hidroloģiskā monitoringa rezultāti rāda, ka metode ir pietiekami efektīva, jo 50 m platā zonā gar rezervāta malu saglabājies 0,4–0,6 m augstāks gruntsūdens līmenis nekā kontroles teritorijā (68. attēls). Ūdens līmenis kontroles profila 1. līdz 3. akā bija būtiski mazāks ($p < 0,05$) nekā profilos, kur veikti ūdens izolēšanas

pasākumi. Vidējais gruntsūdens līmenis akās ar ierīkodu izolēšanas iekārtu variēja nedaudz – no 33 līdz 48 cm (ar 15 cm amplitūdu), savukārt kontroles profilā fluktuācijas bija būtiski lielākas – no 18 līdz 91 cm (ar 73 cm amplitūdu). Iegūtie rezultāti apstiprina pētījuma sākumā izvirzīto hipotēzi, ka ierīkotā polietilēna membrāna palīdzēs uzturēt pārpurvošanās procesam nepieciešamo ūdens līmeni rezervāta teritorijas malās.

Lai novērtētu, cik sekmīga bijusi kūdras dambja ierīkošana, divās sezonās no 2011. līdz 2012. gadam veikts hidroloģiskais monitorings. Tā mērījumi rāda, ka gan profilā ar īstenotajiem pasākumiem, gan profilā bez tiem vidējais gruntsūdens līmenis visu sezonu bijis zems, nepiemērots pārpurvošanās procesam, un tikai atsevišķās vietās, kur ir mikroreljefa pazeminājumi, sasniedzis vairāk nekā 30 cm. Lai saglābtu atlikušo neskarto Aukštumalas augsto purvu un radītu piemērotus kūdras uzkrāšanās apstākļus nākotnē, nepieciešams ne tikai pilnībā izolēt rezervāta robežu no kūdras ieguves laukiem, bet arī nosprostot vairumu novadgrāvju.



68. attēls. Izolēšanas pasākumu ietekme uz vidējo gruntsūdens līmeni Aukštumalas purva rezervātā (A – ar polietilēna membrānu no 2007. līdz 2012. gadam, B – ar kūdras dambi no 2011. līdz 2012. gadam)

Figure 68. Effect of isolating measures (A – with polyethylene membrane, in 2007–2012; B – with peat dam, in 2011–2012) on average groundwater level in the Aukštumala Telmological Reserve

Pirmie rezultāti no sfagnu pārstādīšanas eksperimenta veģetācijas atjaunošanas vietā liecina, ka 94% velēnu pārstādītas sekmīgi. Sfagni aizņem 8–85% no katras velēnas un sākuši ieviesties arī uz kailās kūdras. Citas augu sugas aizņem līdz 6% no katras velēnas. Kopā eksperimentā konstatētas 26 vaskulāro augu sugas no 12 dzimtām. Aptuveni 80% sugu (parastā niedre *Phragmites australis*, zilganā molinija *Molinia caerulea*, platlapu spilve *Eriophorum latifolium*, kamolu donis *Juncus conglomeratus*, Eiropas vilknadze *Lycopus europaeus*, vītola vējmietiņš *Lythrum salicaria* u. c.) nav tipiskas augstā purva sugas. Eksperimenta vietā kūdras pH vērtība variē no 4,6 līdz 5,0, savukārt tipiskā ombrotrofiskā purvā pH vērtība nepārsniedz 4,8. Šie dati apstiprina, ka teritorijā ir piemēroti apstākļi, lai tajā attīstītos tipiski augstā purva augi (Wieder & Vitt 2006). Tas nozīmē,



Aukštumalas purvs
Aukštumala Mire

Foto/Photo: Aivars Slišāns

ka atbilstošas apsaimniekošanas rezultātā eksperimenta vietā ir iespējama ombrotrofās purva veģetācijas veidošanās. Ūdens pieejamība ir noteicošais faktors purvu atjaunošanā, jo apsaimniekotie purvi ir zaudējuši iespēju uzkrāt ūdeni un regulēt ūdens līmeņa svārstības (Quinty & Rochefort 2003). Tādēļ nepieciešams veikt papildu pasākumus, lai samazinātu ūdens zudumus un nodrošinātu sfagni un citiem pārstādītajiem augiem piekļuvi ūdenim.

Pateicības

Izsakām pateicību Klasmann–Deilmann–Šilutē, Ltd. par finansiālu palīdzību un praktisku atbalstu veģetācijas atjaunošanas darbos, kā arī Association Pamario Delta par finansiālu atbalstu ES dabisko biotopu inventarizēšanā Aukštumalas purva rezervātā.



4.1 HYDROLOGICAL RESEARCH IN MELNAIS LAKE MIRE, ROŽU MIRE, AKLAIS MIRE, AIZKRAUKLE MIRE AND FORESTS

Aija Dēliņa, Persijs Ģederts

University of Latvia, Faculty of Geography and Earth Sciences, e-mail: aija.delina@lu.lv

A mire is a complex hydrological, geological and ecological system. Ecologists generally classify mires as hydrological units with characteristic surface water balance and water storage and transmission properties that ensure water storage and movement in the mire. Some mires are confined within individual river catchments, but larger ones usually are located within several river catchments, contributing water discharge in two or more rivers (Bragg 2002).

Mires are excellent for water storage; and consist of 89% up to 94% water and only 6% to 11% dry peat matter. Water is bound to peat that forms dry matter, and due to gravitational force only the free unbounded water is affected and flows away (Romanov 1968). Bogs receive water from precipitation and groundwater, depending on their type. Raised bogs (mires), like all project sites, typically are recharged by precipitation in the dome area and precipitation, surface water and groundwater in the periphery, where fens and transitional mires are adjacent to the raised bog (Figure 15).

Permeability of the peat layer in the vertical section changes significantly; in the upper part, where poorly decomposed, uncompacted peat dominates, water permeability is good, but deeper, where decomposition and the compaction rate of peat increases, permeability sharply decreases; the peat layer in the deeper parts of a mire is more like a confining layer rather than permeable one. Therefore, gravity-driven water flow in mires mainly occurs within the upper active layer (acrotelm), and its depth usually is 0.4–0.9 m (Romanov 1968).

The specific hydrological regime of mires not only provides particular habitats for its flora and fauna, but also determines the water regime of adjacent areas. Mires influence the quality of water that enters surface water bodies, and modify the rainfall-runoff response. They perform these functions most effectively when undisturbed, in particular – when undrained (Bragg 2002).

Disturbance of the natural hydrological regime of mires, such as digging ditches, causes intensive water run-off from mires and disturbs the balance between precipitation accumulation and natural run-off. Changes in the hydrological regime of mires disturb not only the hydrological and ecological conditions in mires, but also the conditions of the surface water bodies that recharge from mires. Therefore, measures to restore the hydrological regime of mires are important for mire habitat conservation as well as for maintenance of natural hydrological and ecological conditions in the adjacent areas. Nevertheless, the fact that these restoration measures disturb the current, already changed water regime always has to be remembered and

taken into account. Therefore, detailed studies of the disturbed water regime in mires and estimations of the planned results to be achieved by restoration measures are necessary before the final decision on restoration measures is made.

MATERIALS AND METHODS

Hydrological studies at the project sites included research of hydrological conditions at each mire and groundwater table observations at selected locations. Observation sites were selected to provide information on the influence of mire hydrology restoration measures on the water table in mires.

RESEARCH OF HYDROLOGICAL CONDITIONS OF MIRES

Research of hydrological conditions of mires included analysis of different cartographic data and field inspections of ditches in the mires and surrounding areas.

The current state of the ditches in mires was assessed based on data available from Latvian Geospatial Information Agency (LGIA): orthophoto maps (ORTOFOTO 3) and simplified topographic maps in scale 1:10,000 (V-TOPO 10K). Water flow directions and catchment areas were analyzed using topographic maps of the former USSR army in scale 1:10,000 (TOPO 10K PSRS) and river catchment maps (Upju baseini 1970). Changes of hydrological conditions in the mires and surrounding areas were analyzed comparing the changes in ditch network in the area using topographic and thematic maps, prepared in different years (TOPO 10K PSRS, TOPO 25K63g PSRS, TOPO 25K42g PSRS, TOPO 50K PSRS, TOPO 75K Latvijas laika, Meliorācijas darbi plānotie 1939).

Field inspection of ditches was carried out after the desk studies of maps, when areas with significant human impact on the hydrological regime were identified. Field inspections included photo-documentation, measurements of ditch depth and width using a measuring pole (precision ± 5 cm), and descriptions of ditch conditions (amount of water, vegetation in the ditch, water flow etc.). Additionally, area adjacent to the ditch was observed, assessing the necessity of restoration measures at a particular location based on vegetation along the ditch, the intensity of drainage effects, the possibility to construct dams, and beaver activities.

With help from various experts, especially habitat experts, and based on the results of desk and field studies, descriptions of the hydrological conditions at each project site were prepared, and the necessity of restoration measures at initially planned locations was evaluated.

GROUNDWATER TABLE OBSERVATIONS

Groundwater table observations were carried out in one or several representative profiles in each of the mires included in the project; profiles are located perpendicularly to the ditch. Location of the profiles in each mire was selected based on the following assumptions: 1) a ditch is located in the typical area of a particular mire and 2) dams

were planned on the ditch. The wells in each profile are distributed so that closer to the ditch the distance between the wells is smaller, and the distance between the wells increases further from the ditch (Figure 16). Profile length was 250–500 m so that the last well would represent the hydrological regime of relatively undisturbed conditions.

In total there were nine profiles with 63 wells. Four profiles were installed in Aizkraukle Mire and Forests: (I) perpendicular to the large ditch which was dammed during the project – seven wells; (II) – near the small ditches where dams were constructed – seven wells; (III) – near the existing ditch along the operating peat fields to observe the influence of the ditch – seven wells; (IV) – in the wet forest and forest to observe the influence of management measures on adjacent forests – five wells. Two profiles were installed in Aklais Mire: (I) near the source of the Ģirupe stream where dams were constructed – eight wells; and (II) near the partially overgrown ditch where dams were constructed – eight wells. One profile and one group of wells was installed in Melnais Lake Mire: (I) a group of wells around the former peat extraction field where water is standing now – six wells; (II) near the ditch where the dams are constructed – seven wells. One profile was installed in Rožu Mire near the farthest ditch in the ditch system where dams were constructed – eight wells.

The wells are up to 3 m deep, depending on the thickness of the peat layer. The perforated PE pipe closed with a cap was installed at each location. The elevation and coordinates of each well were measured using Leica GPS 900cCS.

Groundwater table observations were started 1–1.5 years before the restoration measures were taken to provide data on the hydrological regime before the construction



Foto/Photo: Māra Pakalne

of dams. The observations are made twice per month manually (in winter when the ground is frozen – one to two times per month), using a water level meter.

Graphs of groundwater table depth as well as groundwater table in meters above mean sea level (m amsl) were prepared to analyze the groundwater table regime. Additionally, Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre (LVGMC) provided data on precipitation at particular observation stations for the time period from 01/2010 to 09/2013 (LVGMC – Meteoroloģija 2013), which were included in the groundwater table graphs. As the number of meteorological observation stations where precipitation is measured regularly within the required period is limited, the most suitable stations were selected based on the distance to a mire and their geographical location. Precipitation data from the Kalnciems station for Melnais Lake Mire, the Skrīveri station for Aizkraukle Mire and Forests and Aklais Mire, and the Pļaviņas station for Rožu Mire were used in the analysis.

RESULTS

HYDROLOGICAL DESCRIPTION OF AIZKRAUKLE MIRE AND FORESTS

Especially protected nature area „Aizkraukle Mire and Forests” is located in the Daugava River catchment area (Upju baseini 1970, 2010), on the watershed between the Brasla stream and the Maizīte stream, and the north-western part of the Ogre River catchment area (Figure 17). The highest part of the mire is the main dome in the eastern part and the smaller dome on the west side where the altitude is 92.1–93.2 m amsl. The land surface gently slopes towards the periphery of the mire, lowering to 86–87 m amsl. The natural run-off is directed W, NW and SW from the mire, to Brasla and Maizīte streams and their tributaries. There are run-off areas due to the natural terrain as well as the drainage management measures taken in the 1930s in the northern part of the mire, causing increased surface run-off towards the Brasla catchment area. The ditches in the western part of the mire and adjacent forests do not affect the hydrological regime of the mire and impact forests only.

The most important changes in the hydrological regime were observed in the E and SE part of the mire where, outside Aizkraukle Mire, peat extraction fields and drainage ditches are located. Surface run-off there is directed north and south, and the most intensive run-off is in the south where one of the main drainage ditches is located, also reaching the Aizkraukle Mire.

The hydrological regime of the mire was natural and semi-natural at the end of World War II and there was only one ditch along the northern border of the mire (TOPO 75K Latvijas laika 2010). The first changes in the hydrological regime are caused by drainage measures in the 1930s in the upper reaches of the Brasla and Dīvaja streams (Meliorācijas darbi plānotie 1939). Yet these changes are insignificant; an almost natural regime with no new ditches was maintained in the mire at least up to the beginning of the 1950s (TOPO 25K63g PSRS 2010). The ditches dug from

1920 to 1930 are visible in the mire today, they are up to 1 m wide and 0.5–1 m deep.

The most important changes in the hydrological regime of the mire occur throughout the 1970s when drainage of the SE part of the mire is undertaken and peat extraction starts. The ditches dug in the 1980s are large, 3–5 m wide and about 3 m deep, cutting to mineral soil. Currently surface water run-off via ditches is not very fast due to beaver dams frequently found on the larger ditches along the mire. Beavers have raised the water table in the ditches and also flooded the surrounding forests.

Nowadays the main changes in the hydrological regime are caused by peat extraction and drainage ditches around peat fields. The enterprise „Kūdras enerģija” plans to extend the existing peat fields up to the border of the Nature Reserve. Based on the Environment Impact Study study, it was decided that the new peat extraction fields and surrounding ditches would be constructed at a distance of 100 m from the Nature Reserve border.

HYDROLOGICAL DESCRIPTION OF AKLAIS MIRE

Aklais Mire is located in the Lielupe River catchment area on the watershed between the Iecava and Viesīte river catchments (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970, 2010), in the Iecava upstream, Ķirupe and Kumupe sub-basins of the Iecava catchment and in the Jūgu stream sub-basin of the Viesīte catchment (Figure 18).

There is a large lake – Znotiņi Lake – in the central part of the mire; the water level in the lake is 71.5 m amsl. There is a ditch 2–3 m wide and at least 1 m deep that discharges water from the Znotiņi Lake to the Iecava River. The discharge is rather low due to a number of beaver dams constructed on the ditch. A number of smaller lakes are located in the NW part of the mire, the water level in these lakes changes from 73.9 to 74.8 m amsl (TOPO 10K PSRS 2010).

These lakes are not connected with ditches, but the northernmost and largest lake discharges to the Ķirupe stream via the ditch. The discharge is rather low but constant. The ditch was dug at the end of the 1930s; ditch morphology and cartographic studies suggest that at least in 1951 this ditch was already mapped (TOPO 25K42g PSRS 2010). The ditch is partially overgrown, 3–5 m wide at the top and 0.5–1 m wide at the bottom where the water flows; the depth is 1–1.5 m, water depth is 0.2–0.5 m. There are beaver dams on the ditch in the west of the mire, flooding the adjacent forest as a result.

The highest part of the mire lies between the Znotiņi Lake and the smaller lakes (Figure 18); land surface elevation there reaches 76.8 m amsl. Surface run-off is radial from this area, but the main directions are W and SEE, to the lakes. Another mire dome is located SE from Znotiņi Lake; top elevation is 75.7 m amsl. Radial run-off is typical there as well, and the main directions are NW, to Aklais Lake and SE to the ditch discharging in the Jūgu stream in the Viesīte basin.

This ditch in the SE part of the mire is strongly overgrown; however, the water discharge at the site border can be observed easily. Water gathers at the bottom of the ditch and is discharged downstream. There is a water divide on the ditch as it crosses the southern part of the second dome. Water flows SW and NE.

In general, the hydrological conditions of the mire could be described as slightly disturbed, close to semi-natural; there are no peat extraction fields in Aklais Mire.

HYDROLOGICAL DESCRIPTION OF MELNAIS LAKE MIRE

Melnais Lake Mire is located in the Lielupe River catchment area (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970, 2010) on the watershed of the Misa River with Olaine and Pulpa sub-basins, and Babīte Lake with Neriņa and Dzilnupe sub-basins (Figure 19).

Melnais Lake Mire actually is a small island of a semi-natural mire remained as part of the former Cena Mire surrounded by peat extraction fields. Melnais Lake is in the central part of the site, and a number of small lakes and pools of irregular shape are scattered in the NW and SE parts of the site.

Land surface elevation is 13.6–13.8 m amsl in the central part, the water level in Melnais Lake is 13.1 m amsl, 12.1–13.4 m amsl in bog lakes and pools, 10.4–11.9 m amsl in the drainage ditches surrounding and crossing the site (TOPO 10K PSRS 2010). Surface run-off is directed north and north-west in the NW part of the site, to Neriņa and Dzilnupe streams. The factors facilitating run-off are a number of main drainage ditches that cross the mire from SW to NE and peat extraction fields and their drainage systems surrounding the mire.

Surface run-off in the central and SE part of the site is directed to the drainage ditches in the south and to Pupla and Olaine streams in the south-east. Melnais Lake, which lies in the center of the site, collects surface run-off from the nearby area (about 200 m). There is a drainage ditch in the NW corner of the lake connecting the lake to the main drainage system. The main drainage ditch that surrounds adjacent peat extraction fields is located near the SW border of the lake (about 100 m) (Figure 19).

Most of the bog-pools in the eastern part of the mire are not directly connected to the drainage ditches; a semi-natural hydrological regime is maintained there.

The hydrological regime of the mire has been affected by economic activity for a long time. Drainage ditches were dug as early as in the 1930s, reaching the NW corner of the present-day site (TOPO 75K Latvijas laika 2010). After World War II peat extraction in Cena Mire increased and the drainage system was expanded; however, at the end of the 1950s/beginning of the 1960s the ditches did not reach the present-day site area (TOPO 25K42g PSRS 2010). Just one ditch was dug in the NE part of the site; its fragments have remained today. Peat extraction took place about 0.5 km NE from the site and 1–1.5 km SW of the site.

Intensive peat extraction just outside Melnais Lake Mire took place between the end of the 1960s and the 1980s, and, to some extent, peat extraction activities have continued today east and south-east of the site. As a result, a ditch network was constructed around the site and in its NW part, the groundwater table was lowered and at least 2 m of peat were extracted. The current site area was most likely left due to the excess moisture and a lot of pools and lakes which were hard or not feasible to drain.

The main drainage ditches surrounding the site affect the hydrological conditions of Melnais Lake Mire the most. They discharge water from peat fields and from the

adjacent protected nature area locations. At the same time, small drainage ditches are connected to the main ditches via plastic pipes with a diameter of 89 mm, so they are easily plugged up, and then the former peat fields are flooded. Such large shallow pools are located at the NW corner of the site, in the former peat fields. The main drainage ditches there are about 5 m wide and at least 3 m deep. Water level in the ditches depends on the condition of the ditch – in ditches along the NW border of the protected nature area the water level is high, depth is 1–2 m, but in the southern and central part the discharge is good and the water table is lower and depth is 0.5–1 m.

The ditch network near Melnais Lake drains the central part of the site. Some old sluices can be found on ditches, but they do not work anymore. The ditch running from the lake is partially overgrown, about 2 m wide and 1 m deep. In the southern part of the protected nature area where an unexcavated part of mire borders with peat extraction fields, water discharge takes place via few ditches but mainly along the whole border by seeping from the intact peat layer, which is 1–1.5 m higher than the peat fields. Seepage areas with intense water discharge can be found there.

In general, the hydrological regime of Melnais Lake Mire is described as significantly disturbed due to human economic activity – peat extraction followed by lowering of ground in surrounding mires and construction of various drainage ditches around the peat fields.

HYDROLOGICAL DESCRIPTION OF ROŽU MIRE

Rožu Mire is located in the Daugava River catchment, on the watershed among catchments of several small streams: Piestiņa, Melnupīte and Rudzaitē (Figure 20) (LVĢMC 2009, Upju baseini 1970, 2010).

The mire is surrounded by esker-type hills (Figure 20) that limit surface run-off. An elongated peninsula of a hill (named „The End of the World”) divides the mire in two parts where land surface is 87.7 m amsl in the centre but lowers to 85.4 m amsl north-northeast in periphery (TOPO 10K PSRS 2010) where main natural surface run-off is also directed.

The hydrological regime of the mire was natural for a long time as no drainage measures were taken before and after WWII. Just a few ditches were dug in the periphery of the mire. Topographic maps of the 1950s (TOPO 25K42g PSRS 2012) show that a ditch was running W to E along the northern border of the site, draining the forests adjacent to the mire; it still exists today. Another similar ditch runs along the southern border of the mire east from the peninsula. A dense network of ditches is created in the S and SW part of the mire and adjacent areas (Figure 20) that discharges water from the mire to the main drainage ditch that runs along the foothills to the Piestiņa stream. Most likely, these ditches were dug sometime in the 1980s.

The newer ditches in the SW part of the mire mainly affect the hydrological regime of the mire, lowering the water table. It is a regular ditch network, ditches are 1.5–2 m wide, 1–1.5 m deep, with embankments along one bank. Some ditches are regularly overgrowing,



Foto/Photo: Persijs Ģederts

Sphagnum species partially cover open water, but the water flow below is unaffected. The edge in the main ditches at the southern border of the PNA is steep, could be 0.5–1.0 m high. Ditches closer to the central part of the mire are full with water, but when they reach the border of the mire, the water level is lower: 0.7–0.9 m from the ditch edge.

Another small system of ditches is located on the western side of the mire; it discharges water to the drainage ditch running south along the protected nature area border. Significant water level differences were observed there between ditches running from the mire and the main drainage ditch.

In general, the hydrological regime of Rožu Mire is described as little disturbed, except for the S-SW part where the effect of drainage ditches on habitats was evident. Thus, this is the area where restoration measures should be taken by constructing dams on the ditches.

HYDROLOGICAL REGIME RESTORATION MEASURES

Dams were constructed on ditches to change the natural run-off from mires to restore the hydrological regime of mires. Such management measures traditionally are applied in mires affected by human economic activity (Price 1997). Dams constructed on ditches slow the water discharge from mires, thus rewetting the area adjacent to the ditches and maintaining favorable living conditions for moisture-loving mire vegetation.

Dams are constructed both manually and with special devices. The dams constructed with excavators actually are heavily compacted peat mounds with defined height that slow the water flow in the ditch and create a small pool above the dam. Manually-built

dams cannot be compacted so heavily; therefore, they are reinforced with horizontal and vertical lumbers. Dimensions of dams strongly depend on the dimensions of ditches. Mechanically built dams usually are a little wider than the ditch and about twice as long as the ditch width, i.e. the dam continues outside the ditch for about half of the ditch width on each side. Manually built dams are narrower, about 1–1.5 m wide, depending on the ditch size and reinforcing structure. Those dams are longer than the ditch width, too, and stretch for about 0.5 m from the ditch bank. Initially peat dams are constructed higher than the designed elevation because of the settling of peat over time. The planned difference between dam elevations is 10–35 cm in order to avoid vast pools upstream the dams and water running around the dams.

In total there were 156 dams constructed at the project sites, namely 29 dams in Aizkraukle Mire and Forests, 14 dams in Aklais Mire, 54 in Melnais Lake Mire and 59 dams in Rožu Mire (Table 1).

Rising water level was observed after dam construction, which remained during winter up to the beginning of summer 2013, followed by a slight decline at the end of summer 2013. The range of groundwater table (GWT) fluctuations has decreased after dam construction (Table 2), demonstrating the effectiveness of restoration measures.

Reviewing data of GWT fluctuations we can see that significant changes have occurred in some profiles after the dam construction and GWT fluctuations have decreased sharply (e.g. A2, R), yet there are profiles with less significant changes (e.g. A1, M2).

Detailed analysis of the impact of dam construction on the hydrological regime of the project mires is presented in the next section, based on GWT observations.

GROUNDWATER TABLE FLUCTUATIONS IN MIRES AND THEIR INFLUENCING FACTORS

The GWT regime varied in every mire and every profile, depending on the profile location in a mire and the dimensions of the ditch nearby the profile. Simultaneously, GWT changes typical of all sites were reported regardless of the ditch type and most likely caused by climatic conditions. Therefore, GWT fluctuations were also analyzed based on the amounts of precipitation at the nearest meteorological station in the years since 2008 (Figure 21).

The drier years – 2008, 2009 and 2011 – could be distinguished compared to 2010 and 2012, which were wetter. Comparing precipitation amount per 8 months, a conclusion can be drawn that 2013 will turn out to be among the dry ones as well. Precipitation amount of eight months is the smallest in 2013 in all selected stations.

The ditches at the project sites could be classified into several types (Figure 22): 1) deep, partially water-filled draining ditches, 2) wide, completely water-filled ditches, 3) small, shallow ditches and 4) large ditches overgrown with *Sphagnum*. The effectiveness of restoration measures for each type is analyzed.

Groundwater table changes are more significant near deep, partially water-filled draining ditches such as these in Aizkraukle Mire at Profile A3 or in Melnais Lake Mire at Profile M2 (Figure 23) or near wells M1–3 and M1–4. The difference between higher and lower GWT reaches 0.45–1.2 m in wells located in a distance of 10–25 m from the ditch. The GWT in the farther wells also show the impact of ditches, but it is not as significant.

Construction of dams has a marked effect on such ditches. GWT observations show that the GWT rose by 10–25 cm in spring after the dams were constructed and maintained this level until summer 2013 when a slight lowering of GWT was observed. GWT lowering has been observed in all other profiles since summer 2013, proving the impact of long-term water level changes that depend on the climatic conditions at the site.

GWT fluctuations in wells at profiles M2 and A3 were 20–65 cm; after dam construction near profile M2, these fluctuations decreased to 10–25 cm. The most significant changes were observed in the first three wells closer to the ditch, i.e. up to 10 m from the ditch. GWT changes in the farther wells are less significant, but GWT rise and stabilization is also observed.



Foto/Photo: Valda Baroniņa

When precipitation and GWT observation data were compared, no close connection was found. Some of the reasons for that could be the large distance between the mire and the observation station as well as the microclimatic conditions in the mire. On the other hand, some correlations were found by analyzing the precipitation patterns over a year. Year 2011 had uneven distribution of precipitation with dryer winter and spring and wetter summer with some extreme rainfall periods as well as a wetter December. The GWT observations of 2011 show typical sharp fluctuations with significant short-term (1–2 weeks) rises and falls of 12–15 cm. Overall, there is a steady fall of GWT at Profile M2 in spring and the beginning of summer of 2011

that could be explained with smaller precipitation amounts in previous seasons. Precipitation amounts in 2012 are larger than in 2011, and they are distributed more evenly throughout the year without any extreme rainfall events. The beginning of 2013 is dryer again; the amount of precipitation slightly increases during the second part of summer and the beginning of autumn. GWT fluctuations during this period depend not only on precipitation amounts but also on the effect of dams that stabilize the water level in mires. GWT lowering since April 2013 could be related to the decrease in precipitation in 2013.

Groundwater table fluctuations near wide, completely water-filled ditches such as in Rožu Mire Profile R and in Aizkraukle Mire Profile A1 are similar to fluctuations near wide draining ditches. The total range of GWT fluctuations is even larger than near draining ditches and reaches 30–80 cm, but the fluctuations are slower, with less significant individual peaks and falls, more related to seasonal water level changes rather than separate intense rainfall events (Figure 24). Before dam construction here, the difference between higher and lower GWT in a particular time period was 50–60 cm,

GWT changes from 0–10 cm above ground (well surroundings are flooded) to 40–90 cm below ground. GWT depth depends on the height of the mire dome to a great extent.

Dam construction on such ditches helps to rise and stabilize groundwater table in mires near the ditch. GWT observations show that after dam construction the total range of GWT fluctuations has minimised and remains within 10–25 cm. GWT has risen and reaches from +5 ÷ +20 cm above ground to 20–25 cm below ground.

Direct impact of those large, completely water-filled ditches extended to 5 m from the ditch only, but stabilization of GWT was observed in the farther wells, even 250–500 m from the ditch. A peculiar and currently unexplained observation should be mentioned – a significant water table rise in the farthest well A1–7 located 250 m from the ditch. It is most likely explained by the fact that the well is located near the central line of a bog-pool area which stretches 75–100 m from the ditch. It is suggested that such bog-pool



Foto/Photo: Māra Pakalne

areas respond to the changes of the hydrological regime faster; this should be studied individually.

Some correspondence between GWT fluctuations and precipitation was found at Profile A1, similarly to Profile M2. Uneven precipitation distribution in 2011, with a significantly wetter August, might have caused a short-term GWT rise by 10 cm at the beginning of September and a similar short-term fluctuation at the beginning of summer of 2012 might correspond to some extreme precipitation events earlier in spring 2012. These short-term fluctuations were observed in wells 50–100 m from the ditch. Profiles A1 and R show a regular GWT lowering since the beginning of summer 2013 that could be explained by the dry spring of 2013.

Small, shallow ditches (depth up to 0.5 m, width around 0.2 m) are located in the NE part of Aizkraukle Mire, and Profile A2 wells were installed there. The data obtained on GWT changes are surprising. We could expect that the impact of such small, shallow ditches on the hydrological regime of mires will be minuscule. However, the observations showed the opposite (Figure 25) – the small dimensions of ditches do not determine that the impact will be negligible.

The range of GWT fluctuations before dam construction is slightly smaller than near the large ditches mentioned above, reaching 30–50 cm, and the groundwater table depth is 0–55 cm from the ground. After dam construction the groundwater table has risen up to +10 cm near the ditch and about 20 cm below ground farther in the mire. The range of GWT fluctuations has decreased to 15–25 cm overall during the entire observation period. The values of the main GWT parameters are similar to the values near large ditches. The main difference near small ditches is typical sharp GWT changes – both short-term, corresponding to individual intense rainfall events, and long-term, like the GWT fall in all wells from March–April 2012 to June–July 2012 that corresponds to the small precipitation amount in winter 2011–2012. Besides, the GWT fall is observed in all the wells, but closer to the ditch (wells A2–1 and A2–2) the GWT fall and rise is more prolonged and the range is larger. Observations at this profile also show GWT fall since spring 2013 corresponding to the dry spring of 2013 followed by the dry summer of 2013.

Wide ditches overgrown with *Sphagnum* such as in Aklais Mire near Profile Ak2 also drain the mire, but their impact is less marked (Figure 26). It is proved by smaller GWT fluctuations before dam construction – GWT changes in Profile Ak2 are about 25 cm during the observation period, but after dam construction the GWT stabilized even more and the range of GWT fluctuations decreased to 10–15 cm.

Observations show that GWT fluctuations are similar in all wells – separate short-term GWT raises and falls are recorded at any distance from the ditch, it is just that the range of GWT changes in farther wells is smaller (5–10 cm) than in the wells closer to the ditch (10–20 cm). On the one hand, the observations could show that such ditch has no significant impact on the hydrological regime of the mire; on the other hand, the differences between the ranges of separate GWT fluctuations and GWT stabilization after dam construction proves that the ditch has affected the hydrological regime of the mire.

4.2 IMPACT OF RESTORATION MEASURES ON THE RAISED BOG HABITATS IN ROŽU, AKLAIS AND AIZKRAUKLE MIRE

Agnese Priede

University of Latvia, Institute of Biology, e-mail: agnesepriede@hotmail.com

As part of the project „Raised Bogs – LIFE08NAT/LV/000449”, restoration of the hydrological regime in Rožu Mire, Aklais Mire and Aizkraukle Mire was carried out by blocking drainage ditches. In Latvia this approach has been used in some earlier restoration projects and has brought significant improvements toward the recovery of bog ecosystems (Bergmanis et al. 2002, Kūze & Priede 2008, Salmiņa & Bambi 2008).

In order to record the changes in bog habitats and to evaluate the conservation status of the bog habitats before and after the restoration of the hydrological regime in all three bogs, vegetation monitoring was carried out from 2010 to 2013. In all three bogs, the water table was elevated using a ditch-blocking method, thus diminishing the water run-off from the bogs. The changes in vegetation were observed in order to assess the impact of the elevation of the water table on the bog vegetation and the conservation status of bog habitats.

MATERIAL AND METHODS

Vegetation monitoring was carried out in three raised bogs in the Rožu Mire Nature Reserve, Aklais Mire Nature Reserve and Aizkraukle Mire and Forests Nature Reserve. The monitoring was performed only in those parts of the Reserves where intact bog, degraded bog or bog woodland habitats were present. At all monitoring sites, the bogs were degraded to different degrees caused by drainage ditches dug throughout the 20th century. In all three bogs, the drainage impact was indicated by dominance of dwarf shrubs, mainly *Calluna vulgaris*, and extinction of bog-mosses *Sphagnum* spp. in the vicinity of the drainage ditches. In the parts of bogs affected by drainage the bog areas were partly overgrown with fast-growing pines, occasionally with birches, the cover of bog-mosses decreased in comparison to intact raised bogs, and the bog-mosses were largely replaced by ericaceous dwarf shrubs and feather moss species typical of boreal coniferous forests.

The monitoring sites were selected taking into account the location of projected dams on the ditches and the location of hydrological monitoring transects. The vegetation monitoring plots were not established along all dammed ditches but only in a few representative sites to show the overall trend in vegetation shifts under the impact of restoration measures. In order to get a sufficiently large number of records, four to six monitoring transects with five-six plots were established in each mire, 81 permanent

plots in total. 26 plots were established in five transects in Rožu Mire, 30 plots within six transects in Aklais Mire, and 25 plots within five transects in Aizkraukle Mire.

The vegetation monitoring method was developed on the basis of the Manual for the Monitoring of Mire Habitats and Species by the Latvian Fund for Nature (Anon. 2003) using a modified data form and a modified shape and size of the plot. The vegetation plots were circle-shaped, 4 m in diameter, located within transects, five to six in each, perpendicular to the drainage ditch. The distance between the plots within a transect was 6 m. The centre of each plot was marked with a wooden pole or a tree growing within the plot. The geographical coordinates of each plot were recorded using a GPS device.

Vegetation was described using the Braun-Blanquet method. In each plot, the cover of each species per layer was recorded (trees, shrubs, herbs and dwarf shrubs, bryophytes, and lichens). In the case of *Calluna vulgaris*, its vitality was estimated using a four-degree scale: 1 – good, 2 – moderate (a few signs of withering), 3 – poor (withering), 4 – dead. Each plot was photographed every year.

In order to understand the trends within the changes in bog habitats under restoration, in this paper I have analyzed some selected indicators: 1) the vitality and cover of *Calluna vulgaris*; 2) the cover of some bryophytes typical of boreal coniferous forests (*Pleurozium schreberi*, *Dicranum* spp., *Hylocomium splendens*), *Polytrichum juniperinum*, and *Sphagnum* spp., including the variations in their cover in relation to the distance from the nearest ditch.

RESULTS

Prior to blocking the drainage ditches, the composition of the vegetation and its natural changes over three years were recorded. However, since the water table was elevated only in the autumn of the third year, the changes recorded after the restoration show only a short period of post-restoration efforts and give a short-term insight into the possible direction of change. The most visible changes were observed in Rožu Mire where the ditches were blocked earlier than at the other two sites (at the end of the summer of 2012). In Rožu Mire withering of *Calluna vulgaris* was observed as early as about a month after blocking the ditches. In Aklais Mire and Aizkraukle Mire where ditches were blocked a couple of months later, withering of *Calluna vulgaris* was observed only in 2013.

In Rožu Mire in the autumn of 2012, water in the ditches was elevated by ~10–30 cm in the vicinity of monitoring sites; however, no large areas were flooded. In Aklais Mire and Aizkraukle Mire where the ditches were blocked a little later, the dieback of heather has not been observed yet. The vitality of heather also declined in Aklais Mire and Aizkraukle Mire (Figure 28A, B), but that could be explained by natural fluctuations, natural aging of heather and, in some plots, by some trampling impact during the monitoring performance and building of the dams.

Since the autumn of 2012 slight changes in peat moisture in the vicinity of the ditches have been observed in all three bogs. The water table has risen by about 10–20 cm. In Rožu Mire, tiny areas nearby the ditches were covered with shallow water, while at other sites flooded areas have not been found in the vicinity of the plots.

Since the plots were located in transects perpendicular to the drainage ditches, it allowed estimating the impact of the distance of ditches on the *Sphagnum* cover – the major indicator for optimal moisture conditions in a raised bog ecosystem. In 2010, when the vegetation in the monitoring plots was first described, no linear relationship was found between the distance to the nearest ditch and the mean bog-moss cover in any of the three bogs. In order to compare the changes in the presence and cover of *Sphagnum* after restoration, the same relationship was tested using the mean *Sphagnum* cover in 2013. However, no significant linear relationship was found in 2013 either (Figure 27).

Calluna vulgaris responded to the changes in the water table shortly after the blocking of the ditches. In Rožu Mire, changes in the vitality of *C. vulgaris* were observed as early as in the first month after the elevation of the water table, but only in the plots adjoining the blocked ditches. Several months after the elevation of the water table, dieback of heather was not observed at larger distances from the ditches in any of the bogs. Examples of changes in the cover and vitality of *C. vulgaris* are shown in Figure 29, 30.

Slight changes in the vitality of the heather cover were observed in all three bogs, but they were not significant (Figure 28).



Foto/Photo: Aivars Slišāns

The indicators of wetness of a bog – *Sphagnum*, *Calluna vulgaris* and feather mosses of boreal coniferous forests – showed only little natural fluctuations in their cover over the three years (2010–2012) before restoration (Figure 31). In all three bogs, the natural shifts in vegetation before the restoration were slight, and the changes in the presence and cover of the species were insignificant. No other disturbances that could potentially affect vegetation were observed in the plots.

In 2013 significant changes in the bog-moss cover have not occurred. After the blocking of the ditches, the peat in the vicinity of the ditches was rewetted, particularly in the plots nearby the ditches (on average 2–8 m from the ditches). However, the monitoring period was short; thus, no rapid changes in the bog-moss cover or in any other bryophytes were observed.

DISCUSSION

During the three years before restoration, vegetation changes in all three bogs were insignificant. Other studies of European bogs show that natural fluctuations in bog vegetation usually are insubstantial (e.g. Gunnarsson & Lars-Åke 2007). Changes in the cover and vitality of *Calluna vulgaris* before hydrological restoration showed slight natural fluctuation. Changes in its vitality were more pronounced in Aizkraukle Mire; however, they seem to be due to natural aging and some trampling effect during the monitoring performance and building of the dams rather than changes in the hydrological regime.

As suggested by the results of studies on the vegetative regeneration of *C. vulgaris*, biologically old (>15 years) heather stems have a significantly lower regeneration capacity (Mohamed & Gimingham 1970); thus, the dominance of heather might decrease. As observed at the monitoring sites, the elevation of the water table by about 10–30 cm in the vicinity of drainage ditches rewetted peat and established conditions unsuitable for dense heather stands characteristic of degraded bogs.

The hydrological changes in bogs are usually well-indicated by bryophytes which, in contrast to vascular plants, grow throughout frost-free seasons (Gunnarsson & Lars-Åke 2007, Loisel et al. 2012). Before restoration no significant changes in the bryophyte cover were recorded in any of the studied bogs, which suggests that natural fluctuations were insignificant.

The bog drainage design usually includes the projected impact of the ditch that expands to both sides by about 10–15 m, depending on the depth, and usually farther away from the ditch the effect on the groundwater table is insignificant (Nusbaums 2008). According to this assumption, the drainage impact on bog vegetation should be well-pronounced in the belt adjoining the ditch where, due to unsuitable conditions, the bog-mosses can be absent or form a tiny cover. In general, the examples of vegetation patterns in the three bogs suggest that the direct impact of functioning ditches on groundwater table can extend up to 8 m. Within this zone in the vicinity of

functioning ditches, the bog-moss cover is usually tiny or absent. Although no strong linear relationship between the *Sphagnum* cover and the distance to the nearest ditch was discovered, the results suggest that a significant impact of a functioning ditch could reach 8 m on average. At a distance over 8 m the *Sphagnum* cover increased. However, these results should not be applied to general cases because other factors should be taken into account in each case, such as the depth of ditches, the depth of the water table and the cumulative effects of the nearby ditches.

In monitoring the success of restoration in bogs, other plant indicators can also be used, e.g. *Rhynchospora alba* can rapidly colonize wet hollows and shallow depressions filled with water (Çuze & Priede 2008, Priede in this volume). However, in the Rožu, Aklais and Aizkraukle Mire, *R. alba* was very rare with a tiny cover in the plots and in the direct impact zones of ditches where the monitoring plots were established. Due to a lacking observation period after hydrological restoration, it was not established yet in the potentially suitable rewetted peat substrate.



Foto/Photo: Aivars Slišāns

The bog restoration experience in Western Europe and Central Europe accumulated over a longer time period than in Latvia suggests that restoration can be successful if certain prerequisites exist: a suitable hydrological regime and availability of recolonizing bog species (e.g. Money & Wheeler 1999, Jauhiainen et al. 2002, Vasander et al. 2003). Up to now, the monitoring period in Rožu, Aklais and Aizkraukle Mire has been too short for objective assessment of the success of the restoration measures; however, as suggested by the latest observations in 2013, the trends in the vegetation changes could be similar to that observed after earlier bog restoration projects (Çuze & Priede 2008, Salmiņa & Bambe 2008, Priede in this volume) – an increase of the *Sphagnum* and *Carex* cover and occurrence of bog specialist species *Oxycoccus palustris* and *Drosera* could be

expected within a few years. Thus, not only peat rewetting and reestablishment but also restoration of the main bog ecosystem functions – accumulation of water and enhanced carbon sequestration – would be achieved.

While carrying out the restoration of the bog hydrological regime or taking other restoration measures, it is important to record the efficiency of the methods and the achieved results as well as to monitor bog species and habitats before and after restoration, thus accumulating the experience which can in turn be used in other restoration activities in the future.

4.3 IMPACT OF GROUNDWATER LEVEL RISE ON VEGETATION IN MELNAIS LAKE MIRE NATURE RESERVE: FIRST RESULTS

Liene Auniņa

University of Latvia, Institute of Biology, e-mail: lsalmina@latnet.lv

Peatlands cover 10% of the territory of Latvia (Šnore 2004). We assume that today mires cover 4.9% of territory of Latvia. Damming of drainage ditches has been proved to be a successful tool in mire restoration (Rowell 1988, Wheeler & Shaw 1995, Stoneman & Brooks 1997 after Lanta et al. 2006). Dam construction in order to stabilize the groundwater level was carried out in ten raised bogs in Latvia. One of them was Melnais Lake Mire. All of them were implemented as LIFE projects. The aim of this article is to inform on vegetation changes in Melnais Lake Mire after peat dam construction.

MATERIAL AND METHODS

STUDY SITE

Melnais Lake Mire Nature Reserve is located in the Tīreļu Plain rich in mires; however, about 40% of them have been already used for peat extraction.

Melnais Lake Mire (area: 317 ha) is one of the two remnants of the once existing raised bog of 10,000 ha. The Reserve is significant for providing ecological connectivity to the Ķemeri National Park and Cena Mire Nature Reserve in the west. The Reserve is surrounded by peat extraction fields.

Remnants of a raised bog, dystrophic lakes, bog woodland and a cut-over bog can all be found in the Reserve. Peat extraction was discontinued in 1989 (in an area of 12% of the territory). Today this area is flooded with several dry peat strips left in-between. Natural revegetation takes place in the territory (Dabas lieguma „Melnā ezera purvs” dabas aizsardzības plāns 2011).

METHODS

Fifty-four peat dams were constructed as part of the LIFE project „Raised Bogs – LIFE08 NAT/LV/000449” in January–February 2012. In order to follow vegetation changes, field sampling was conducted using permanent sample plots *ante* and *post* dam construction in 2011 and 2012.

SAMPLE PLOT DESIGN

Sample plots in Melnais Lake Mire were established:

1. on two drainage ditches where dam building was proposed;
2. in the raised bog area most likely influenced by dam building;
3. in a non-flooded cut-over bog.

Sample plots were established along with the water level monitoring wells and were arranged perpendicularly to ditches where applicable. Each sample plot is a 4 m² circle plot and they are allocated in rows of five sample plots with a 6 m distance between the circle centres (Figure 32). Area of sample plots in drainage ditches was 2 x 2 m. In two ditches they were established in order to follow the trends in the overgrowth of ditches in raised bogs after the construction of dams. A photo of each sample plot was taken. Centres of sample plots or the left side of ditches were marked with a coloured ribbon attached to a tree. The undamaged part of Cena Mire was used as a reference area for natural raised bog vegetation.



Novadgrāvis Melnā ezera purvā
Drainage ditch in Melnais Lake Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne

VEGETATION SAMPLING

All plant species were counted in sample plots and the species cover in percentage as well as peat, litter cover and open water cover were estimated.

Nomenclature: vascular plants (Gavrilova & Šulcs 1999), bryophytes (Āboliņa 2001), lichens (Piterāns 2001). *Sphagnum flexuosum*, *S. fallax* and *S. angustifolium* were aggregated into *S. recurvum* agg. as it is difficult to recognise these species in the field.

RESULTS AND DISCUSSION

VEGETATION STRUCTURE AND SPECIES COMPOSITION BEFORE PEAT DAM CONSTRUCTION

In the raised bog affected by drainage, sample plots were established perpendicularly to drainage ditches and arranged in transects: Transect 1 (M2–1–M2–6), Transect 2 (M12–M16), Transect 3 (M17–M21), Transect 4 (M22–M26) (Figure 33). In the cut-over bog 11 sample plots were established on dry peat strips (Transect 5: M1–M6; Transect 6: M7–M11), four – in the wooded part (M1a, M6a, M6b, M11a) and six – in the temporarily flooded area (M27–M32).

Groundwater level measurement wells were located next to Transect 1, 5 and 6 (Table 4). Seven sample plots were established on two drainage ditches (MG1–MG7) (Figure 34). The data set included 49 sample plots from 2011 and 48 – from 2012; one sample plot on a ditch was destroyed during dam construction works.

Sample plots were located in the part of the bog heavily influenced by drainage with a well-developed tree and shrub layer (mean cover 36%) (Transects 2, 3) and the part of the raised bog less influenced by drainage (mean tree and shrub cover 8.4%) (Transects 1, 4). All transects had a prominent dwarf shrub layer with *Calluna vulgaris* (mean cover 85%). The total *Sphagnum* cover (*Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. recurvum* agg., *S. tenellum*, *S. cuspidatum*) varied from 3% to 91% in Transects 1 and 4 (mean cover 57%) and from 2.5% to 86% in Transects 2 and 3 (mean cover 52.7%) (Table 4). *Sphagnum* cover correlated positively with the distance from the drainage ditch ($p = 0.051$) (Figure 34); however, neither *Calluna vulgaris* cover nor *Pinus sylvestris* cover showed any correlation. It can be explained by the fact that these drainage ditches were dug after the major part of the raised bog had already been used for peat extraction. Consequently, the bog area had been already influenced by drainage and with a well-developed layer of pines and *Calluna vulgaris*. The *Pinus sylvestris* cover correlated positively with the number of species ($p = 0.045$) because a large pine cover indicates conditions favorable for brown mosses and lichens. Twenty six plant species were recorded in the raised bog. The average variety of species and the number of species per sample plot was higher in transects with the largest tree cover and the smallest *Sphagnum* cover (Transect 2, 3 > 4 > 1.) (Table 4). Brown mosses and lichens, such as *Hylocomium splendens*, *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi* and *Cladina stellaris* were recorded. There were no differences between the plant species

composition in the undamaged part of Cena Mire and Melnais Lake Mire; yet there were differences in the species frequency and cover (Figure 41).

Twenty-three years after abandonment, bare peat in the cut-over bog has been colonized by trees and herbs. Mainly *Eriophorum vaginatum* and *Betula pubescens* as well as *Pinus sylvestris* were recorded (Transects 5, 6).

A sparse shrub layer, moderately-developed herb layer and bare peat with separate brown moss clumps characterized the cut-over bog area in Transect 5 (Table 4). *Betula pubescens* and *Pinus sylvestris* formed the shrub layer (up to 7 m), *Eriophorum vaginatum* dominated the herb layer. Occasionally *Polytrichum juniperinum* was found. Other vascular plants recorded were as follows: *Andromeda polifolia*, *Eriophorum polystachion*, *Molinia caerulea*, *Vaccinium uliginosum*, *Juncus effusus* and *Carex rostrata*. Mean number of species per sample plot was four.

As in Transect 5, in Transect 6 a sparse shrub layer of *Pinus sylvestris* and *Betula pubescens*, a moderately-developed herb layer and bare peat with separate brown moss clumps were recorded (Table 4). *Eriophorum vaginatum*, *E. polystachion*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *Drosera rotundifolia*, *Molinia caerulea*, *Frangula alnus*, as well as *Sorbus aucuparia* were found. Mean number of species per sample plot was 5.8.

The wooded part of the cut-over bog area on the north side (M1a, M11a) is characterised by *Pinus sylvestris* and *Betula pubescens* (mean cover 56.5%). Vascular plant species such as *Calluna vulgaris*, *Eriophorum vaginatum* (M1a), *Calamagrostis arundinacea*, *Juncus effusus* and *Molinia caerulea* (M11a) form the herb layer, separate clumps of forest ground brown mosses (e.g. *Dicranum polysetum*) form the sparse moss layer (Table 4). *Rubus idaeus* and *Frangula alnus* were recorded in the shrub layer. The wooded part south of the peat fields (M6a, M6b) had *Betula pubescens* in the tree layer and *Calluna vulgaris* or *Eriophorum vaginatum* as the dominant species in the herb layer. The moss layer was sparse (Table 4), only *Pohlia nutans* and *Polytrichum juniperinum* were recorded.

In the temporarily flooded area of the cut-over bog (M27–M32) only separate specimens of *Eriophorum vaginatum* and *Betula pubescens* were found. In the flooded area stands of *Carex rostrata*, *Rhynchospora alba*, *Phragmites australis*, and *Eriophorum vaginatum* were found across the field perimeter. Occasionally some *Sphagnum* mats were found.

Before the dam construction only separate bog-moss (mean cover 3%) and vascular plant specimens were recorded in Ditch 1 (MG1–MG4) as follows: *Sphagnum recurvum* agg., *Sphagnum magellanicum*, *S. cuspidatum*, *Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris* and *Rhynchospora alba*. Mean vascular plant cover was 5%, the rest was open water. Ditch 2 had a more developed bog-moss cover (42.6%) mainly of *Sphagnum cuspidatum* and *S. magellanicum*. The herb layer consisted of sparse *Andromeda polifolia*, *Eriophorum vaginatum*, *Rhynchospora alba* and *Ledum palustre* (5%).

VEGETATION CHANGES AFTER PEAT DAM CONSTRUCTION

Raised Bog

There were no significant differences between raised bog vegetation in 2011 and 2012 in Transects 1–4 ($p = 0.977$). However, there were differences in Transect 1 and Transect 2. Succession towards undisturbed bog vegetation was recorded in ten sample plots as the total *Sphagnum* cover had increased by more than 20% (Figure 35). In one sample plot there was a different trend as there was a dramatic decrease of *Calluna vulgaris* cover (by 48%) due to direct dam impact in the 0.5 m zone from a drainage ditch (Figure 36).



Foto/Photo: Dāvis Drazdovskis

The most significant vegetation changes occurred in Transect 1 where originally the *Sphagnum* cover was the largest and the pine cover the smallest. In contrast, there were almost no differences in vegetation in Transect 2, a bog heavily influenced by drainage. In general, the majority of changes in the total *Sphagnum* cover were observed within a 20 m distance from the drainage ditch (Figure 37), which is farther than the direct impact zone (10 m) of the dams in terms of groundwater level changes in Melnais Lake Mire (Dēliņa 2013).

In Transect 1 and 3 *Sphagnum recurvum* agg. increased, but *S. magellanicum* decreased. *S. cuspidatum* appeared in three sample plots. All sample plots where significant changes have been recorded had an already well developed *Sphagnum* mat before dam construction. In Transect 1, the *Rhynchospora alba* cover increased in three sample plots and appeared in two. In all four raised bog transects (19 sample plots out of 21) the *Eriophorum vaginatum* cover increased by 1–5%. The increase was mainly caused by the more vigorous growth of already existing *Eriophorum vaginatum* tussocks. Climate conditions favoured *Sphagnum* growth as the winter of 2012 was rich in snow, which ensured rich meltwaters in spring. As Laine et al. wrote (2011), the most intensive *Sphagnum* growth is in spring and autumn.

Six months after the dam construction, the variety of species (S, D') increased in Transect 1 only, there were no vegetation changes or changes were insignificant in the rest (Table 5). Hollow and bog-pool species *Sphagnum cuspidatum* and *Rhynchospora alba* appeared in Transect 1.

Drainage Ditches

Overgrowth of drainage ditches was recorded on ditches with dams. The total *Sphagnum* cover and *Eriophorum vaginatum* cover slightly increased in both drainage ditches (Figure 38). Overgrowth of drainage ditches after dam construction has been recorded in previous mire restoration projects in Latvia as well as in other countries (Lanta et al. 2006, Ūze & Priede 2008, Salmiņa & Bambi 2008). It is considered to be a positive indicator in terms of mire restoration success (Lanta et al. 2006).

Cut-over Bog

Four dams were built in this area in order to stabilize the groundwater level in the raised bog affected by drainage and trying to avoid a significant increase of the groundwater level in the cut-over bog at the same time.

After the dam construction from March to September 2012, mean groundwater level in northern wooded part was -0.28 m, on peat strips: -0.16 m and in the southern wooded area: -0.52 m (Dēliņa 2013). Groundwater level rise was recorded only in two wells in the southern wooded part, closest to dams: 16–17 cm on average in M1–3 and 5–6 cm in M1–4 (Dēliņa 2013). However, there were no vegetation changes in the wooded part of the cut-over bog next to them. It can be explained by strongly mineralized and dry peat in this area, as well as by the small change in the groundwater level. Consequently, growing conditions are still unsuitable for wetland plants. Vegetation changes mainly occurred in the temporarily flooded part of the cut-over bog (M27–M32) where the *Eriophorum vaginatum* cover increased two times in comparison to 2011. A slight increase in the cover of *E. vaginatum* was also recorded in sample plots on peat strips (Transects 5 and 6) (Figure 39, 40). In the northern wooded part where a significant water level rise was not recorded, a slight increase of the *Juncus effusus*, *Calluna vulgaris* and *Eriophorum vaginatum* cover was observed in 2012. This area had a higher groundwater level than the southern wooded part even before the dam construction (Table 5). Vegetation changes here can be explained to a great extent by the favourable climate conditions in 2012, but the impact of dams should not be neglected.

Studies showed a fast and significant *Sphagnum* response to groundwater level stabilization in the drainage-affected raised bog; that contradicts the first results from Vasenieki, Cena and Klāņi Mire (Salmiņa & Bambi 2008). However, extensive dieback of *Calluna vulgaris* was observed in the 1–2 m zone along drainage ditches in all raised bogs as well as in Ūmeri Mire, and *Sphagnum* colonization in drainage ditches was recorded (Ūze & Priede 2008, Salmiņa & Bambi 2008). Rapid establishment

of *Rhynchospora alba* and *Sphagnum cuspidatum* in transects was favoured by the presence of these species in adjacent areas. The importance of a species diaspore in restoration of raised bog vegetation has been already emphasized by different authors, e.g. Poschold (1995), Money & Wheeler (1999).

Despite the vegetation changes observed, raised bog vegetation in Melnais Lake Mire still differs from natural bog vegetation in Cena Mire. A large pine and heather cover and moderate *Sphagnum* cover show that. However, the succession trend towards natural raised bog vegetation is obvious (Figure 41). It might take several years after the dam construction until the groundwater level reaches its equilibrium (Ruseckas & Grigaliūnas 2008). Consequently, we expect further vegetation changes in Melnais Lake Mire. Moreover, after the peat dam construction mean groundwater level in the raised bog area in Melnais Lake Mire (Profile II, March–September 2012) is +5 cm (Dēliņa 2013). It is slightly higher than in the undisturbed parts of Cena Mire, Vasenieku Mire or Klāņu Mire (-12 cm, -3.8 cm, -4.1 cm, spring-summer) (Indriksons 2008).

Acknowledgements

I would like to thank Baiba Strazdiņa for preparation of cartographic materials and Ainārs Auniņš for help with data analysis.

4.4 DETECTION OF THE MAXIMUM AGE OF TREES AND DWARF SHRUBS IN A PEAT FIELD IN MELNAIS LAKE MIRE NATURE RESERVE

Iluta Dauškane, Agita Treimane

University of Latvia, Faculty of Biology, e-mail: iluta.dauskane@lu.lv

Trees, shrubs and dwarf shrubs affect soil water availability in natural and cutover peatlands. They reduce the amount of precipitation that reaches the peat surface and they are directly responsible for water loss through evapotranspiration. It is not favoring the success of *Sphagnum* reestablishment in cutover peatlands. At the same time, dwarf shrubs can be beneficial to *Sphagnum* reestablishment (Farrick 2008). It can be explained by the fact that the litter layer can reduce evaporation from peat so that it is lower than evaporation from bare peat. Therefore, the litter layer may play an important role by increasing soil water storage. To encourage cutover peatland recolonization by peatland plants, K. K. Farrick (2008) recommends raising the water table up to 20 cm of the peatland surface. It would provide water to the most active root uptake zones, reducing the need for extraction of water from the upper level of the peat. At this level enough water can be supplied to the surface through capillary

rise, providing enough water for the reestablishment/survival of *Sphagnum*. Farrick also suggests mixing ericaceous seeds with diaspores of *Sphagnum*, which would benefit the moss as it grows.

There are many recent studies about recolonization of drained and cutover peatlands via a plant cover, but little is known about the time needed for trees and dwarf shrubs to colonize cutover peatland after a peat field has been thoroughly exploited. Plant age structure is one of the most important indicators for reconstruction of ecological processes and anthropogenic influence in different ecosystems (Schweingruber & Poschlod 2005, Buras et al. 2012). Such anatomical feature as the annual ring is a trait that helps us identify a plant's age (Dietz & Schweingruber 2002). Annual ring formation and expression in dwarf shrubs mainly follow the same rules as in trees. They are a fairly new resource in dendroecological and dendroclimatological studies. Analysis of the age structure of the dwarf shrub population helps in research on species ecology (Ejankowski 2008, 2010) as well as habitat quality and successional processes (Rixen et al. 2004, Zverev et al. 2008), management and restoration management (Berdowski & Siepel 1988, Velle et al. 2012).

The aim of this article is to detect the maximum age of trees and dwarf shrubs in a peat field in Melnais Lake Mire Nature Reserve. Its objectives are: 1) to survey the study area, 2) to determine a suitable data collecting method, 3) to collect samples of trees and dwarf shrubs, 4) to detect the age of the collected trees and dwarf shrubs.

Purva vaivariņš *Ledum palustre*
Labrador-tea



Melnā vistene *Empetrum nigrum*
Crowberry



Foto/Photo: Māra Pakalne

MATERIAL AND METHODS

STUDY SITE

We chose a cutover peat field still in the colonization stage, not flooded and not completely overgrown with trees. The tree (mainly *Pinus sylvestris* and *Betula pubescens*) and dwarf shrub cover (predominantly *Calluna vulgaris*) was very dense in the periphery, near a major drainage ditch. It was the most drained part of the field. The northern part of the chosen peat field was very wet and overgrown mainly with

Phragmites australis. A young secondary birch forest (predominantly *Betula pubescens*) with the typical species of mire (*Drosera* sp., some patches with *Oxycoccus palustris*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum* and *Ledum palustre*) had developed in the middle. Field ditches were almost overgrown with *Sphagnum*, which had also successfully reappeared in wetter places among *Eriophorum vaginatum* tussocks. Bare peat was found only in the southern part of the chosen peat field, which created the proper conditions to study the succession on bare peat.

FIELD METHODS

Five transects were established parallel to field ditches in the southern part of the chosen peat field. Each transect was 540 m long. The 1st transect was established in a rather dry part of the field – in-between the main ditch and field ditch closest to the main ditch. Other four transects went parallelly in-between field ditches where peat was wetter. The pioneer community – some trees and mostly patches with *Empetrum nigrum* and *Eriophorum vaginatum* tussocks – was very scarce in the 2nd to 4th transect. The 5th transect was established close to the central part of the peat field and therefore was more woody.

In June 2012 samples from trees and dwarf shrubs were collected to determine the age of plants. The samples from trees were collected using a Prestler incremental borer. It is common knowledge that the oldest part of plants is at the stem base (above the root collar); therefore, samples were collected as close as possible to the soil surface. One core was taken from each tree. In total, 30 tree samples were collected and analyzed.

To determine the age of dwarf shrubs, it is better to collect the entire specimen or to cut them at the root collar – the oldest part of the plant (Schweiggruber & Poschlod 2005). To avoid the destruction of vegetation, we decided to collect only the shoots with the largest diameter. In places where a very sparse cover of dwarf shrubs had developed, two or three shoots were collected from a specimen. In the more drained part of the field close to the main ditch, quite a dense cover of dwarf shrubs had developed. Three or four shoots from a single species patch were collected. In total, 72 samples of dwarf shrubs were collected and analyzed.

LABORATORY METHODS AND ANALYSIS

In the laboratory the collected samples of trees were glued to wood boards and polished with sandpaper. Annual rings of trees were counted using the microscope Leica MS5.

One cm-long cubic sections were cut from the shoots of dwarf shrubs for sectioning with the microtome. From each shoot, micro-section of 15-20 μm thickness was cut using a GSL1 sledge microtome. The thin sections were stained for 2–3 min with astra blue/safranin mixture to enhance contrast between wood tissues, which greatly improved the detection of annual rings. Staining makes unligified cells appear blue

whereas lignified cells turn red (Schweingruber 2007) (Figure 42). Discontinuous growth rings (wedging rings) are very common to dwarf shrubs; thus, the number of annual rings was counted along four radiuses of the section and the maximum age was used in data analysis.

RESULTS AND DISCUSSION

Genetic and environmental factors affect the anatomical features of plants. The presence of wedging rings, frost rings and asymmetric growth (radial growth stopped many times, resulting in stem or shoot indentations) is common to dwarf shrubs, largely as the result of the extreme environment which they inhabit (Bär et al. 2007). As previous studies have shown, there are difficulties to analyze annual rings of dwarf shrubs (Bär et al. 2007, Owczarek 2010) caused by 1) the low visibility of the annual rings due to their small size and indistinctiveness; 2) the occurrence of many wedging rings.

Visual cross-dating of samples showed many wedging rings. Sometimes up to two or three annual rings were locally absent in many parts of the shoot although the annual rings were quite wide and clearly visible. It was evident that the growth of dwarf shrubs during the first years was more or less concentric in most of the samples. Later, when growth increased, physical instability and other mechanical stresses resulted in eccentricity (the pith offset from the center, resulting in irregular patterns of annual rings) and asymmetric growth (Schweingruber et al. 2006). Eccentricity and asymmetric growth were characteristic of most of the collected samples (Figure 42).

Annual ring distinctiveness varies greatly between species: *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum* have very distinct annual rings, *Vaccinium myrtillus* has distinct rings while dwarf shrubs collected in wetter growth conditions had indistinct annual rings (Figure 42). Experience shows that annual ring distinctiveness can vary greatly among specimens of a species and depends on the growth conditions. The annual rings of *Ledum palustre* and *Vaccinium uliginosum* collected in a studied peat field were more distinct than the annual rings of the same species collected in a natural mire.

Dwarf shrubs were older than trees on the 1st transect that was near a major drainage ditch. The maximum age of *Calluna vulgaris* was 19 years, the maximum age of trees – 16 years (Table 6). In the studied part of the field some patches of *Calluna vulgaris* were already in the mature stage (14–25 years) when lateral growth slows and the plant thins out in the centre. At this stage, a characteristic feature is high biomass and declining productivity. But the majority of patches of *Calluna vulgaris* were in the growing stage (6–14 years) when it grows laterally and forms a dense canopy. The growing stage is characterized by high biomass and high productivity (Gimingham 1970).

Empetrum nigrum was the dominant dwarf shrub species on the other three transects, and the oldest specimens were found in Transect 2 to 4. The maximum age of *Empetrum nigrum* was the same as *Calluna vulgaris* – 19 years (Table 6). It is

possible that these dwarf shrubs were even older because these results come from the shoots but the oldest part of the plant is the root collar. Therefore, we can conclude that the bare peat field was colonized first by dwarf shrubs and only then by trees. The same scenario of succession is evident after fire in mires (Bragg et al. 1984).

The samples from the oldest trees were collected in the 5th transect that was established near a young secondary birch forest. The maximum age of *Betula pubescens* was 19 years and *Pinus sylvestris* – 16 years. The database of the State Forest Service tells us that the age of *Betula pubescens* there is 22 years and *Pinus sylvestris* – 17 years.

Such dwarf shrubs as *Oxycoccus palustris*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium uliginosum* and *Ledum palustre* were collected mainly in the 4th and 5th transects. The shoots of *Oxycoccus palustris*, *Vaccinium uliginosum* and *Ledum palustre* were more or less of the same age (Table 6). These dwarf shrubs were probably older than we detected, especially *Oxycoccus palustris*. As a previous study has shown (Walter 1968 after Schweingruber et al. 2006) the oldest part of the plant is under a *Sphagnum* cover and as *Oxycoccus palustris* continues to grow, new rhizomes begin to develop. Therefore, in this part of the peat field, recolonization probably started with the typical dwarf shrubs of mires approximately 10 to 12 years ago, facilitated by more suitable hydrological conditions for recolonization with mire species in this part of the field as opposed to the first three transects.

Acknowledgements

Our sincere thanks to Zane Striķe for advice and discussions. We also thank Valters Gobiņš for technical help with microscopic cross-section shoots.

4.5 CHANGES IN VEGETATION IN THE FORMER PEAT MILLING FIELDS AFTER HYDROLOGICAL RESTORATION IN LIELAIS ĶEMERI MIRE

Agnese Priede

University of Latvia, Institute of Biology, e-mail: agnesepriede@hotmail.com

Up to the early 20th century, peat was extracted using manual work in Latvia and other parts of Europe alike; in the 1930s this method was replaced with the block-cut method using machinery (Nusbaums & Rieksts 1997, Triisberg et al. 2011), i.e. cutting blocks of peat – a method which resulted in excavated areas with uneven trench-ridge terrain and ponds which filled up with water when later abandoned and usually revegetated spontaneously (Lode 1999, Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011). Initially, when peat was extracted manually or with the block-cut method using machinery, the impacts were rather local and did not significantly affect the

hydrological regime at the site and the surrounding areas because the peat cutting methods did not affect the surrounding vegetation and seed bank at large (Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011).

In the 1950s to 1960s in Europe and Latvia alike the block-cut method was largely replaced with peat milling, i.e. peat was extracted in flat fields by gradual removal of peat layers which required deep drainage and removal of all vegetation prior to peat extraction (Nusbaums 2008, Triisberg et al. 2011). Peat milling requires preparation of the areas by establishment of drainage ditches including deep ditches surrounding the planned peat extraction field and often the sub-surface drainage system. Prior to peat extraction the active surface of bog (acrotelm) is removed, including all vegetation and the peat forming bog-moss layer (Lode 1999). Along with replacement of the manual methods with milling, new types of heavy machinery were introduced. Open and sub-surface drainage systems established in peat milling fields significantly affected the previously intact ecosystems surrounding the mire.

Compared to peat milling fields, block-cut peat extraction areas were not as significantly drained; thus, at least the depressions were often overflowed after abandonment. In contrast, peat milling sites were often abandoned as vast dry bare peat fields for decades. In many cases, due to dry conditions the peat fields got only sparsely vegetated, which is typical of slow and fragmentary vegetation recovery (e.g. Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011), or as a result of natural succession the milling fields overgrow with forests (Nusbaums 2008) that, as opposed to intact mires, are poor in species, do not host the mire specialist species, and also are of low forestry value.

Augāja atjaunošanās agrākajos kūdras ieguves laukos
Re-establishment of plant species in previous peat extraction fields



Foto/Photo: Māra Pakalne

At the end of the 20th century and the very beginning of the 21st century, the projections in the site management plan for the Ķemeri National Park emphasized the need for restoration of the abandoned peat fields on the north-eastern edge of Lielais Ķemeri Mire (Anon. 2002). Measures were taken as part of the LIFE Nature funded project „LIFE 2002/NAT/LV/8496 – Conservation of Wetlands in the Ķemeri National Park, Latvia”. This study is aimed at assessing vegetation recovery in the restored degraded bog, the former peat extraction site in Lielais Ķemeri Mire, after the elevation of the water table, determining the overall success of the restoration.

MATERIAL AND METHODS

STUDY SITE

Lielais Ķemeri Mire in the Ķemeri National Park is among the largest mires in Latvia, covering an area of 6,192 ha. Most of the mire is a typical raised bog with bog-pools, hollows and ridge-hummock complexes, mostly covered with typical raised-bog vegetation. In the periphery patches with transitional mires and fens with calcareous springs are found. The central part is relatively open, but the bog is mainly covered with sparse pine overgrowth, especially in the periphery.

Lielais Ķemeri Mire is little affected by drainage. The earliest drainage ditches probably were dug on the south-western and western edges of the mire when the wet forests were drained in the 19th century. In the 1930s and in the 1960s to 1970s, the drainage network was extended by draining the western side of the mire and the neighbouring wetland forests.

Peat was extracted at the north-eastern edge by the Jūrmala–Kalnciems highway. Peat extraction likely began as early as in the 1950s when the block-cut method was applied. It was used up to 1973 over an area of 69 ha (Galenieks & Krauklis 1995), which resulted in a transformation of the formerly intact complex of raised bog and transitional mire into a trench-ridge relief with open ponds and ridges overgrown with pines in later succession stages. Later the peat extraction site was extended, and peat was extracted with the milling method over an area of 46 ha (Galenieks & Krauklis 1995). The milling method was used already in the 1960s. In the 1980s, the area was abandoned. The area was proposed for afforestation (Galenieks & Krauklis 1995), but it was never carried out.

In the 1960s, the neighbouring area to the south of the peat extraction site was prepared for peat milling over an area of 33 ha. However, with a growing concern that peat extraction could negatively affect the formation of sulphurous waters under the mire, peat extraction ceased. The peat milling fields were abandoned and have been spontaneously revegetating with a cover typical of degraded bogs.

The post-milling peatland was abandoned for about 25 years without any intervention up to the beginning of the 21st century. It remained a degraded area with a highly modified hydrological regime. The area is surrounded by a peripheral canal

with perpendicularly adjoining ditches crossing the milling fields. Around 2006 the area was a landscape of a block-cut trench-ridge relief partly overgrown with dry pine stands, peat extraction ponds, ditches and sparsely vegetated or bare peat milling fields. Part of the area was overgrown with dense *Betula pubescens* and *Frangula alnus* or dry *Calluna vulgaris* stands, especially on drier elevations. Some patches were dominated by sparse *Eriophorum vaginatum* tufts. Relatively small patches in wet depressions were covered by *Rhynchospora alba*. The water table was ~0.5 m below the peat surface, hindering the recovery of bog vegetation.

Restoration measures were taken in 2006: a road dam that crosses the former peat extraction area was rebuilt, dams with culverts were built, and 61 peat dams were built on the peripheral canal (Kuze & Priede 2008). The water table was elevated by 0.6 m on average, partly flooding or rewetting the formerly dry peat milling fields where the open water area increased more than 10 times, from 1.94 to 20.86 ha compared to the orthophoto images from 2006 and 2008 (Kuze & Priede 2008). The water table is seasonally fluctuating (on average 10–30 cm) according to the amount of precipitation; however, in most of peat milling fields the peat is always wet except for some elevations and part of milling fields on higher elevations which were not flooded. The restoration methods used are described in more detail in Kuze & Priede (2008).

METHOD FOR VEGETATION MONITORING

In order to monitor the vegetation changes at the restored site, 28 circular permanent monitoring plots with a diameter of 4 m were established in 2007. The centers of the plots were marked with wooden poles, and the geographical coordinates were recorded using a high-precision GPS device.

The plots were established only in the former peat milling fields – in the so-called southern milling field which is largely overflooded with shallow water after the restoration, and in the Eastern Milling Field where most of the area is still dry except near the ditches with a currently elevated water table. The plots were not established in ponds and former block-cut areas. The plots were located in the partly overflooded peat milling fields (14 plots), on the edges of milling fields (two), elevations with dry heather (two), wet hollows with calcareous water outflows (three) and there were seven reference plots in the dry milling field which was not flooded and is still dry with a large proportion of bare peat.

The plots were monitored from 2007 to 2012 once a year in August. In each plot, all species of vascular plants, bryophytes and lichens were recorded and their total cover and the cover of each species/genus estimated in percentage. The vitality of heather was assessed in four degrees: 1 – good, 2 – medium, 3 – poor, 4 – dead.

The plots were photographed every year. Additionally, some viewpoints were chosen to document the changes since the time before restoration and each consecutive year, thus making it possible to determine shifts in moisture conditions and vegetation at large scale.

This paper examines the changes in vegetation using selected indicator species and estimating their average cover and presence in the plots. Indicators that rapidly respond to changes in moisture conditions were selected: *Calluna vulgaris*, *Sphagnum* spp. and *Rhynchospora alba*. The significance of the changes was tested with the help of the *t*-test (SPSS 12. programme package), comparing mean cover of these selected species.

RESULTS

Prior to the elevation of the water table and rewetting of peat milling fields, vegetation was sparse, largely dominated by bare peat, or *Eriophorum vaginatum* in wetter depressions, *Calluna vulgaris* on drier elevations, often in dense stands, and *Rhynchospora alba* in wet depressions in relatively small patches. Some parts of the former peat milling fields were overgrown with pines *Pinus sylvestris* and birches *Betula pubescens*, some areas boasted dense young birch stands. Due to unsuitable moisture conditions, the carpet of bog-moss did not recover in the 25–30 years after abandonment.

Six years after the elevation of the water table, the dense *Betula pubescens* stands and dry patches of *Calluna vulgaris* in the rewetted areas had completely died out except on a few higher elevations and edges of the former milling fields. The heather stands were replaced mainly by *Rhynchospora alba*-dominated vegetation and blankets of *Sphagnum cuspidatum* (Figure 47).

Over the six years after rewetting, the presence of *Calluna vulgaris* within the plots has not changed significantly, but the average cover of *C. vulgaris* has declined. The marked dominance of *C. vulgaris* is still evident on drier elevations only, a few stretches between the ditches in milling fields and edges of the milling fields. Fast changes in the cover of *C. vulgaris* took place in the first two to three years, but later the species growth stabilized (Figure 43). Similar changes occurred regarding the vitality of *C. vulgaris*: in 2007 a rapid decline was observed; in the rewetted plots heather completely died out within three to four years. In the forthcoming years, a revival of *C. vulgaris* took place in the rewetted plots, and its vitality improved again (Figure 44) on the expense of new vital individuals which still took up a lower proportion of the vegetation cover than before. At the same time, no considerable changes in the vitality of *C. vulgaris* were recorded in the control plots in the dry milling field.

The changes in the mean cover of *Calluna vulgaris* were statistically significant both in flooded ($p = 0.001$) and control ($p < 0.001$) plots (Figure 46). Comparing the rewetted and control plots in the dry milling fields, surprisingly, a more significant decline in the mean cover of *Calluna vulgaris* was observed in the control plots.

Bog-mosses are among the target species in bog restoration; therefore, the reestablishment of *Sphagnum* is among the main indicators for successful restoration. At the restoration site in Lielais Ķemeri Mire, only one species – *Sphagnum cuspidatum* – has been found in the permanent plots since 2007. Over six years, the presence of *Sphagnum* has considerably increased in the rewetted plots. Reestablishment of



Foto/Photo: Māra Pakalne

bog-mosses has been observed only in rewetted plots; they are absent from the dry peat field in the control plots. The bog-mosses started to colonize the rewetted peat milling fields two to three years after the water table was raised (Figure 43). Since then the *Sphagnum* cover has steadily increased. In some plots where the *Sphagnum* were absent before the restoration, they have now formed a cover of nearly 100%.

Changes in moss species composition other than *Sphagnum* have been insignificant over six years. Overall, few moss species were found in the plots (e.g. *Aulacomnium palustre*, *Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum juniperinum*) and their cover is low. In a few plots their cover shifted within the borders of maximum 10–15%, in most cases within the borders of a few percent. After the blocking of the ditches *Warnstorfia exannulata* was recorded in some of the ditches and in the marshy patches a few years after restoration. Since 2011 an invasive alien moss species *Campylopus introflexus*, currently known to occur only at a few sites in Latvia, has been recorded in the dry peat fields and on the peat dams on the ditches.

Rhynchospora alba, a species typical of bog hollows and transitional mires, showed a similar pattern of change as the *Sphagnum*. Spreading of *R. alba* indicates conditions suitable for bog species. Before restoration, *R. alba* was found only in a few wet depressions. Since 2007 its cover has been steadily increasing (Figure 43, 45, 47), and in 2012 it was widespread in large rewetted areas, increasingly becoming the dominant species in the former peat milling fields.

Establishment of bog specialist species such as *Oxycoccus* spp. and *Drosera* spp. also indicates changes toward the formation of plant communities typical of raised bogs. In this case, they have successfully established themselves on bare rewetted peat substrate as pioneer species. In 2012 the species of both genera were present in most of the rewetted peat milling fields.

Three plots were established on the edges of peat milling fields, calcareous species (*Carex flacca*, *Carex serotina*) and *Trichophorum alpinum* dominating. In these plots no significant shifts in species composition or vegetation structure were observed. These relatively small patches with calcareous water discharges are gradually transforming into alkaline fen vegetation.

Overall, the changes in vegetation within the period of six years after the restoration have been significant.

DISCUSSION

Studies on bog restoration in Europe and North America show that the changes toward recovery of ecosystems, including changes induced by rewetting measures, are slow. In abandoned peat extraction sites, the vegetation typical of bogs is hindered by the heavily modified hydrological regime (dryness), modified microclimatic conditions (extreme temperature fluctuations, especially in summer when peat heats up due to low albedo) (Pfadenhauer & Klötzli 1996, Tuittila 2000). These issues were also characteristic of the former peat extraction site in Lielais Ķemeri Mire. After the restoration these factors still affect the dry part of the milling field (control plots).

Vegetation changes in peat extraction sites of similar age (abandoned in the 1960s to 1980s) in Estonia and Germany (Poschlod et al. 2007, Triisberg et al. 2011) suggest that without restoration the vegetation patterns about 30 years after abandonment are similar to these in Lielais Ķemeri Mire. Species diversity is low, and the vegetation structure and composition typical of natural raised bogs is absent.

A few cases documented in Latvia prove that spontaneous vegetation recovery can be successful (Anon. 2011, Nusbaums & Silamiķele 2013). For example, in Melnais Lake Mire peat was extracted in milling fields in the time period from the 1960s to the end of the 1980s both inside and outside t Melnais Lake Mire Nature Reserve. The time since the abandonment is similar in Melnais Lake Mire and Lielais Ķemeri Mire (~25–30 years), which allows us to compare the conditions and vegetation recovery at both sites. In Melnais Lake Mire, the former peat milling fields under shallow water have spontaneously revegetated, some patches are covered with reed stands, some are dominated by *Eriophorum vaginatum* and *Carex rostrata*, *Carex nigra*, *C. lasiocarpa*, *Rhynchospora alba*, *Calamagrostis canescens*, *Molinia caerulea*. In some parts of the area, *Sphagnum* spp. and *Oxycoccus* spp. have appeared (Anon. 2011).

The vegetation composition, structure and their temporal changes in the restored peat extraction site in Lielais Ķemeri Mire are similar to those in the flooded peat fields in Melnais Lake Mire. Thus, we can predict that the restored peat milling fields in Lielais Ķemeri Mire might be covered by bog vegetation within 30 years, dominated by sedges (predominantly *Eriophorum vaginatum* and *Rhynchospora alba*) and *Sphagnum* spp. (predominantly *Sphagnum cuspidatum*).

Similar experience was documented in Lielsala Mire in the Stikli Mire Complex where the ditches were blocked in some milling fields after peat extraction ceased, creating rewetted peat fields with shallow water (Cuprums et al. 2013). Similarly to Lielais Ķemeri Mire, Lielsala Mire experienced rewetting-induced formation of vegetation with fen-like and transitional mire communities (e.g. *Eriophorum vaginatum*, *Phragmites australis*, *Oxycoccus* spp.), and two to three years after rewetting of peat reestablishment of *Sphagnum* was observed (Cuprums et al. 2013).

The reliability of some species as indicators for bog recovery depends on the degree of bog degradation and site conditions. For example, in wet hollows *Eriophorum vaginatum* was often present both before and after restoration; however, the species is tolerant to a wider range of moisture conditions than *Rhynchospora alba*. As suggested by the observations onsite, *E. vaginatum* was present in the milling fields before hydrological restoration as well, but no significant changes in its presence or cover have been observed over the last six years (Figure 47). Therefore, I assume that *R. alba* is a more reliable indicator for detecting abiotic changes in a few years than *E. vaginatum* can be, at least in peat milling fields.

Similarly to *Rhynchospora alba*, *Calluna vulgaris* also responded rapidly to hydrological change. The decrease of its cover on the dry elevations was most probably related to natural dynamics and declining vegetative regeneration capacity with increasing age (Mohamed & Gimingham 1970).

In general, bog restoration in Lielais Ķemeri Mire was successful. Rewetting of the peat milling fields induced rapid vegetation changes toward plant communities typical of bog hollows, transitional mires and fens. In six years the bog-mosses have colonized the rewetted peat in considerable areas, wide areas of degraded bog undergo a spontaneous revegetation process, increased evaporation and carbon dioxide and methane emissions from bare and sparsely vegetated peat have diminished, and fire risks characteristic of dry peat fields have been prevented.

Studies on European and North American peatlands show that peat extraction methods play a significant role in the recovery of bog vegetation in post-mined mires. The bog vegetation and peat formation process is often successfully occurring at sites where block-cut method was applied while the peat milling method causes more severe damage to mire ecosystems, and in the post-milling areas the vegetation recovery is very slow. Without rewetting of the peat fields, natural succession does not lead to establishment of the desirable bog vegetation (Vasander et al. 2003, Poschlod et al. 2007, Nusbaums 2008, Bastl et al. 2009, Triisberg et al. 2011).

In other parts of the world, particularly in North America, lack of spore and seed sources in the vicinity has been often mentioned as one of the major factors delaying successful restoration of bog vegetation even if the hydrological regime is restored (e.g. Bastl et al. 2009). In the case of Lielais Ķemeri Mire, lack of spores and seeds is not delaying vegetation recovery. The area is heterogeneous, the peat milling fields cover relatively small areas bordering with an intact raised bog and block-cut

areas where spontaneous revegetation started before intensive peat milling. Some researchers (e.g. Soro et al. 1999, Vasander et al. 2003) mention that certain bog specialist species, e.g. *Carex limosa* and *Scheuchzeria palustris*, do not reestablish over several decades after hydrological restoration. These species, although typical of the surrounding intact bog, have not been found in the peat fields yet. At the same time, the monitoring period has been too short to estimate the reestablishment of these bog specialist species as of yet.

Poschlod et al. (2007) mention that in the peat fields of South Germany the peat forming *Sphagnum* species are absent more than 20 years after restoration, and one of very few species present there is *Sphagnum cuspidatum*. Up to now, the situation in the peat fields in Lielais Ķemeri Mire is similar to the results by Poschlod et al. (2007). Although the bog vegetation recovery is successful, the species diversity and plant community structure is far from equally valuable to that in intact mires. For instance, only one *Sphagnum* species has been found in the restored area – *Sphagnum cuspidatum*, a pioneer species on wet peat (Smolders et al. 2003). However, in natural bogs there is much higher *Sphagnum* species diversity differentiated by microrelief, moisture conditions, nutrient availability, etc.



Grāvis Ķemeri tīreļa malā, uz kura uzbūvēts aizsprosts

Drainage ditch with dam in Lielais Ķemeri Mire

Foto/Photo: Māra Pakalne

In the context of mire restoration in Latvia, it is necessary to understand that much time is required for the recovery of a deteriorated mire to the extent that it becomes more or less equal to an undisturbed mire if the hydrological regime is restored. Studies elsewhere in Europe suggest that the recovery of block-cut areas where the hydrological regime is only locally disturbed, the species composition can become very similar to intact mires (Bastl et al. 2009). However, although the

species composition can become similar to natural bog habitats, the vegetation and microhabitat structure is often absent even after many decades. Another example, a long-term study in a peat cutting site in Denmark (Kollmann & Rasmussen 2012) monitored for over 160 years demonstrated that even after such a long time the peat cutting site is still not equal to an intact bog.

Up to now, there have not been any long-term studies over several decades on the post-restoration vegetation dynamics in bogs in Latvia; thus, the duration of bog recovery in peat extraction sites can be only roughly estimated on the basis of observations abroad or in a few sites in Latvia, e.g. Lielais Ķemeri Mire, or studying abandoned peat extraction sites of different ages. Although there is lack of data that would prove that abandoned and restored peat extraction sites can recover and regain the status equal to relatively undisturbed mires within half of a century or within a century, fragmentary studies prove that in a few cases such habitats can be specific refuges for rare species and communities, e.g. for pioneer species on wet peat substrates (Poschlod et al. 2007, Priede 2011).

To estimate restoration success, it is important to establish and continue monitoring as part of this project and in similar restoration projects in the long-term, not only a few years after restoration, which is also vital to planning of the future projects.

4.6 TOWARDS THE RESTORATION OF THE HYDROLOGICAL REGIME IN RAISED BOGS AND TRANSITION MIRES IN EASTERN LATVIA WETLANDS

Uģis Bergmanis

JSC „Latvijas valsts meži”, e-mail: u.bergmanis@lvm.lv

Compared to other continents (except tropical regions) where the total area of mires have diminished by 20% of their initial size, in Europe the loss of mires is more drastic – about 60% of all mires have experienced economic activity (Joosten & Couwenberg 2001). Although the majority of Latvian mires are protected under the *Natura 2000* network, a large part of mires are affected by drainage or by human economic activity. In addition to the nature conservation aspect, it is important to remember the significance of mires in carbon and nitrogen accumulation and climate control on a global scale – 20–30% of carbon and nitrogen compounds are stored in mires (Martikainen et al. 1993). Hereby management actions to conserve these ecologically important habitats are necessary. In the European Union mire protection is regulated by the Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora.

In Latvia the first restoration actions in raised bogs and transition mires were carried out by German researchers Dr. Kuno Brehm and Joachim Matthes in Teiči Mire in 1999 (Bergmanis et al. 2002). Later similar projects were implemented in other especially protected nature areas in Latvia (Kuze & Priede 2008, Nusbaums 2008). Unlike other mire hydrology restoration projects, a different method was developed and implemented in Teiči Mire – drainage ditches were blocked by natural materials collected at the site using manual labor. This method is suitable for areas inaccessible by heavy machinery. Ten years have passed since publishing of the first results in 2002. Dam building has continued throughout these years to restore the hydrological regime in the Teiči Nature Reserve and other especially protected nature areas in Eastern Latvia, the method was improved and huge experience has been gained, which is described here.

MATERIAL AND METHODS

STUDY SITE

In the time period from 1999 to 2012, dams on drainage ditches were built in three especially protected nature areas – in Teiči and Ozolsala Mire of the Teiči Nature Reserve, in Klajotne, Apaļais, Salas and Zamaru-Malmutas Mire of the Lubāna Wetland Nature Reserve, and in Lielais (Mūrnieku) Mire of the Stompaku Mire Nature Reserve (Figure 48).

Teiči Nature Reserve was established in 1982 as a significant place for migrating birds of a European scale. The territory was announced an internationally important wetland (a Ramsar Site) in 1995 and a *Natura 2000* site in 2004. Coordinates of the area: X652165, Y6276260 (Teiču dabas rezervāta administrācija 2006).

The total area of Teiči Nature Reserve is 19,779 ha, of these 14,000 ha are covered with mires, mainly raised bogs and transition mires (Teiču dabas rezervāta administrācija 2006). Teiči Mire is the largest mire in Latvia.

Although no industrial peat extraction has ever been carried out in Teiči Mire and it is quite untouched and natural, considerable drainage actions were carried out in the mire and its surrounding areas before the establishment of the Reserve. In the early 1920s of the 20th century no industrial actions were carried out in Teiči Mire; in late 1920s and early 1930s mire drainage was started. To drain the territory and use it commercially, draining ditches were built on surrounding agricultural lands and forests. Up to the end of the 1930s ditches from eight bog lakes were dug and linked to the peripheral drainage system; nine other bog lakes remained intact. These ditches were dug by hand, so they were shallow and left no significant impact on the mire hydrology. The situation changed after World War II when more intense drainage actions were carried out from the 1960s to the 1980s. Ditches were now dug with machinery and they were much deeper. The old ditches were deepened and new ditches were dug and an effective drainage system was created around the

mire. As a result, the total area of wet forests around the mire diminished, the water level in several bog-pools decreased, in some places mire degradation signs became visible (Bergmanis et al. 2002). Studies on micro-landscape in Teiči Mire showed that the natural mire structure can only be found in 54% of the mire territory; the entire territory of Ozolsala Mire (one of the mires in Teiči Mire Nature Reserve where restoration of the hydrological regime was carried out) is degraded (Namatēva 2012) and it is obviously a result of drainage actions.

Lubāna Wetland Nature Reserve was established in 2009, uniting 12 smaller nature reserves into one territory. The total area of the Reserve is 51,351 ha. The place is important for migrating birds on a European scale. The territory was announced an internationally important wetland (a Ramsar Site) in 2002, and a *Natura 2000* site in 2004. Coordinates of the area: X677465, Y6300724. The Lubāna Wetland is one of the largest mire areas in Latvia, it is very rich in species and habitats. Raised bogs and transition mires take up about 9,800 ha or 20% of the total Reserve area (Nippon Koei Co Ltd. & Kokusai Kogyo Co Ltd. 2000).



Foto/Photo: Uģis Bergmanis

Compared to Klāņu Meadows and fens, raised bogs and transition mires in the Lubāna Wetland are little-affected. At the same time, drainage effect can be seen in all raised bogs and transition mires of the area. Drainage activities in mires were started at the beginning of the 1960s when the Lubāna Lowland Drainage and Complex Usage Plan was drawn up (Bielis 1974). After draining of Klāņu Meadows raised bogs and transition

mires as well as wet forests became easier to access. In the largest mires of Lubāna Wetland industrial peat extraction was planned (Kļaviņš 1974); however, intense and thorough drainage was not carried out. As a result, these mires now are only affected by former drainage in the surrounding wet forests and in the Klāņu Meadows. Drainage in forests was carried out from 1959 to 1962 (Grāpis, pers. comm.). The pine and birch forests on wet soils north from Lubāna Lake near to Klajotne, Apaļais, Nainiekstes and Abora Mire were thoroughly drained. The other mires in the territory are indirectly affected by drainage of Klāņu Meadows – deep and wide ditches along the mires dry out the wet forests and other mire phytocenoses (Bergmanis 2004).

Stompaku Mire Nature Reserve was established in 1977 and announced a *Natura 2000* site in 2005. The total area of the territory is 3,011 ha, coordinates of the area: X709080, Y6334710. Raised bogs and transition mires take up 1,846 ha of the Reserve. Terrain maps of the 20th century show that drainage ditches were built in the area of the Reserve, mainly in Stompaku Mire, while the surrounding forests are intact. Amelioration was carried out in forests in the 1970s. As a result a branched ditch system was created (Rove 2006). In general, the mires in the Reserve are little-affected by drainage.

PLANNING OF THE RESTORATION OF THE HYDROLOGICAL REGIME

Correct planning of dam building is an important stage in the process of restoration of the mire hydrological regime. Specific measures are drawn up and implemented in Habitat Conservation Plans. When special habitat restoration projects were required, Mire Restoration Plans were prepared.

The dam planning began with appraising of cartographic materials – present terrain maps (scale 1:50,000 or 1:10,000) and aerial photographs. Location of ditches in the territory and the possible number of dams were determined with the help of terrain maps. The size of degraded areas was determined with the help of aerial photographs, estimating territory overgrowth with pine along the ditches. A directly influenced area usually is 40–50 m wide on both sides of a ditch (Ilnicki 2007, Åman et al. 2012) and is easily recognizable in aerial photographs. When analysis of the cartographic material was finished, all ditches were surveyed in field, adjusted for significance of the drainage impact, ditch functionality (degree of overgrowth) was evaluated. The survey was carried out by the expert who implemented and managed dam building, and the exact building places of dams were marked on terrain maps or in a GPS device.

Mire hydrology restoration is based on the fact that water is the most important abiotic component and limiting factor in mire ecosystems, and it ensures the existence of specific fauna and flora. Water in mires must be permanently on the surface, inside the substrate or it must cover the area enough to ensure peat accumulation and mire growth (Edom 2001) while drainage ditches conduct water away from the mire and thus the natural mire development processes are partly or completely destroyed. To restore

the hydrological regime in protected mires, water run-off must be limited in all drainage ditches in the mire and the surrounding pine forests developed due to high moisture conditions.

Building of dams was planned on all drainage ditches in the mire where the water flow was visible, as well as on partly overgrown ditches if the surface of their overgrowth was lower than the slopes of the ditch and seasonal water run-off was observed. Since in raised bogs water flows in the direction from the dome center to the edges of the mire, and the height difference between the beginning and end point of the ditch usually exceeds one meter, many dams on each ditch were built to restore the natural hydrological regime. Depending on the decline in the ditch height, a dam was planned for every 30–50 m; a larger distance between dams was planned on gently sloping ditches. Dam building places and the distances between dams were estimated analyzing height marks in terrain maps, visually evaluating ditch decline and following personal experience. Dams were built so that the water level height difference between two dams would not exceed 0.5 m; thus, water level high enough would be preserved in ditch sections between both dams. In open raised bogs (for the definition of intact raised bogs see Salmiņa 2010) dams were built in order to maintain a maximum water level by raising it up to the top of the ditch slopes. Such maximally raised water level does not exceed the original water level in the mire before the building of ditches because peat on both sides of the ditch settles by approx. 1 m after drainage (Stegman & Zeiz 2001, Nusbaums 2008). The mire surface on both sides of the ditch is lower than the original mire before drainage due to peat setting. Dams were built in places where ditches flow out of bog-pools, on ditches which cross the mire and in places where many ditches meet together. Ditch sections without trees (tree roots make it difficult to dig the dam profile) and with high slopes (to maintain a maximum water level) were chosen. Near mire edges and in swamp forests (for the definition of swamp forests see Bambe 2010) dams were built if the soil from the upper layer of the ditch bed consisted of peat. In these places the water level was raised up to the tree root horizon, i.e. about 30 cm lower than the ditch slope.

The hydrological regime restoration in the three protected mire complexes was planned considering the principles written above.

In Teiči Nature Reserve assessment of the drainage system and its impact on mire and forest ecosystems in Teiči and Ozolsala Mire was carried out in the summer of 1997 when all bog pools and ditches were surveyed. Research was carried out in 30 days by the German mire expert and researcher Joachim Matthes with financial support from the German researcher *Dr. Kuno Brehm* and technical support from Head of the Research Department at the Teiči Nature Reserve, *Uģis Bergmanis*. As a result, a new concept was developed that plans for a partial restoration of the natural hydrological regime in Teiči Mire with the help of 300 dams. Building of dams was started in 1999 and Teiči Nature Reserve staff partly implemented the plan. Then the concept was updated and a new plan „Activities for Natural Hydrological Regime Restoration in

Teiči Mire” was drawn up. It planned for the building of 30 additional dams until 2010 (Bergmanis 2005).

In Lubāna Wetland restoration was started in 1999–2000 when a new concept of mire conservation „The Study on Environmental Management Plan for the Lubāna Wetland Complex” was developed and funded by the Japanese government (Nippon Koei Co Ltd. & Kokusai Kogyo Co Ltd. 2000). To implement the plan, the project „LIFE2003NAT/LV/000083 – Management Plan for the Lubāna Wetland Complex, Latvia” funded by the European Commission was started in 2003. Mire restoration was included in species and habitat management actions. As part of the project the „Management Plan for Restoration of the Hydrological Regime in Raised Bogs and Transition Mires in the Lubāna Wetland Complex” (Bergmanis 2004) was drawn up which regulated restoration of the mire hydrological regime from 2004 to 2007 in four mires with the help of 60 dams.

In Stompaku Mire Nature Reserve the hydrological regime restoration was included in the Nature Management Plan prepared in 2006 (Rove 2006). It planned for the building of 28 dams. When environmental experts Rove and Bergmanis from the joint-stock company „Latvijas valsts meži” conducted the survey of the territory in August 2012, they found that the ditches were already overgrown (Figure 49). Thus, the mire restoration plan was updated and building of 10 new dams was planned where necessary.

METHODOLOGY OF DAM BUILDING

A remarkable number of dams has been built since the previous publication about dam building methodology in 2002, when dams were built only from materials collected onsite and by hand (Bergmanis et al. 2002). We had an opportunity to evaluate numerous dams built using the methodology described above for their quality and suitability for mire hydrological regime restoration. We have concluded that dams built inside the cross-profile of ditches dug in mineral soil, as well as dams built from one row of round timber serve only short-term and are not airtight anymore after several years; they do not keep the water level before the dam and cause damages that cannot be fixed.

The most stable dams were those built from two rows of round timber on peat soil on ditches with a regular water flow because that maintains constant moisture in a dam, prevents it from desiccation and keeps it airtight.

In the best case scenario four to five people build such type of dam – one or two dig the dam profile, two prepare the timber products, one supplies mosses for hydro-isolation, the team builds the dam together after the preparatory work is finished. It is important to have a proper quality equipment – three chainsaws (two for preparing the timber products, one for the building of the dam when round timbers and piles have to be polled, as well as for profile-smoothing and root-sawing), one mobile can for chainsaw fuel and one for chain oil, a file for the chain and a duplicate chain, a saw slide,

two or three spades for dam profile digging, an axe for cutting vegetation and tree roots in the profile and for hammering in the nails, a sledgehammer (5 kg) for piling, nails (20 cm) to clamp together tree parts of the dam, two backpacks to carry the equipment, and sacks from a synthetic material to bring bog-mosses. Dams must be built in August, September and October when the water level in the ditches is lowest.

The following are the stages of dam building:

Stage I – digging of the profile,

Stage II – preparation of timber products and materials for hydro-isolation,

Stage III – building of the dam,

Stage IV– completion of building.

Stage I – digging of the profile

At first the profile was dug in the planned location of the dam. In the beginning the profile contour was sawed with a chainsaw and the upper layer of vegetation was removed (Figure 50). The profile was made a meter wider than the drainage ditch (usually 4–6 m) and 80 cm thick (Figure 51). The profile was dug up to the deepest point of the ditch bed (usually 1–1.5 m). If there was water in the ditch (as it usually is) and digging up to the ditch bed was impossible, we dug up to the water level. The dug out peat was placed in the ditch before the dam thus partially stopping the water flow and easing the digging and building of dam. One person usually dug the profile.

Stage II – preparation of timber products and materials for hydro-isolation

Two people prepared the timber for the building of the dam. Pines with a diameter of 20 cm at the stump that grew near the ditch were sawed off and cut into lengths as wide as the ditch (important note – cutting license is needed for tree sawing). For a dam six to eight horizontally-placed round timbers are necessary, three to four timbers in each row, depending on the ditch depth.

Additionally, round timbers 2 m long with a diameter of 15 cm at the thickest end were prepared; the thinner ends were nibbed to ease hammering into the soil (Figure 53, 54). For a dam 20–40 such piles are necessary, 10–20 piles in each row.

At the same time, one person prepared bog-mosses as the material for hydro-isolation and placed them on the dam profile using sacks (Figure 52). If bog-mosses were not enough, peat was dug out and heaped up close by the ditch.

Stage III – building of the dam

1) At first, if the ditch bed was dry and the dam profile had been dug up to the bed, the profile was covered with a layer of bog-mosses 30 cm deep (if there was water on the bed and the profile was dug up to the water level, bog-mosses were not used at this stage). At the ends of the outer edge of the profile two piles were then piled and the first horizontal round timber was placed. To fix the round timber, two thinner and shorter piles were piled inside the timber and nailed to it. Before that, the timber was



Foto/Photo: Māra Pakalne

weighted – two persons stepped on it and pressed the timber closer to the ditch bed. Similarly, the first horizontal round timber of the second row was placed and fixed (Figure 53). Both round timbers thus placed allow for stable moving on the profile to continue the building of the dam.

Before placing the next round of timber on the profile, a layer of bog-mosses was laid out (similarly to chinking of houses). To obtain a horizontally straight row, each of the next round timbers was placed with the larger end to the thin end of the previous timber. To achieve stability of the timber wall, two other piles were piled on the outer sides of the wall (Figure 54) and nailed to timbers. Depending on the depth of the ditch and on the thickness of the round timber, two to five timbers were placed on the profile in this way. The final timber on the top was sawed off a meter longer than the other timbers. Both ends of it were placed into the peat after a layer of vegetation roots as thick as the timber was taken out; thus, water run-off along the dam edges was limited.

2) When both rows of horizontal timber are ready, the barriers for dam cladding (see 3) are prepared. Such barriers are made of piles 2 m long (although the length depends on the ditch depth) with a diameter of 15 cm at the thickest end (see Stage II). These piles are vertically piled close one after another along the both outer rows of the timber walls along the entire width of the ditch bed (Figure 55, 56, 58). About 15–20 piles are necessary for one barrier. Each pile was nailed to the upper horizontal timber wood. Such barriers

are preventing pressed peat and bog-mosses from falling out of the first row of the round timbers of the dam, especially if the profile has not been dug up to the ditch bed because of a high water level: as a result the first timber is not laying closely on the bed. The barriers are stabilizing and holding the dam in a constantly vertical position.

3) When both rows of horizontal round timber were ready and stabilized with barriers of vertical piles, the space between the timber rows was stuffed with bog-mosses. In degraded raised bogs in particular, where the availability of bog-mosses is limited, about 30 cm of the bottom of the profile was covered with bog-mosses but the rest of the space up to the upper timber was filled with peat, covering the surface with bog-mosses again. It is important to compress the stuffed material inside the dam (Figure 55, 56).

4) To prevent stuffed peat and bog-mosses from washing out of the dam, the surface of the dam was covered with pine round timbers 15 cm thick which were nailed to laths in four to six places (Figure 57).

Stage IV – completion of building

When the dam was ready, an opening 1–1.5 m wide and 5 cm deep was sawed on the upper timber to allow the water to flow down. The opening must be wide enough so that water flows down only through that opening and not along the dam. To prevent the ditch bed under the dam from washing out when water flows through the opening, remnants from the timber products were placed under the dam (Figure 56, 57).

To improve hydro-isolation and hydro-dynamics, as well as to diminish the water pressure on the dam, a sloping peat layer was created at the inner edge of the dam where the water flows. The peat thrown into the ditch above the profile while it was dug was now heaped back on the completed dam (Figure 58).

RESULTS

In total, 169 dams were built in mires of the three especially protected nature areas in the time period from 1999 to 2012. 166 dams were built from timber, peat and bog-mosses collected onsite. Eight dams were built using 10 x 10 cm industrial timber; the remaining 158 dams were built from round timber from pines that grow onsite and, in some cases, from spruce and aspen. Nature conservation specialists Uģis Bergmanis, Valdis Cīrulis, Jānis Vilcāns, Valdis Garančs and Dainis Tučs usually built the dams (Figure 59), but sometimes other partners joined the team.

During the first years of dam building, narrower ditches were blocked with dams built from one row of horizontal round timber or from one or two rows of vertical piles. However, inspecting the quality of these dams, we found out that they were losing their hydro-isolation and were not airtight anymore or were deformed because of the water pressure; these dams malfunctioned or only partially functioned to provide the required water level. We also found out that dams built on mineral soils were losing

hydro-isolation and functionality since it is impossible to provide hydro-isolation for a long time in the contact zone between mineral soil and peat/bog-mosses.

Our experience showed that in the long-term the required water level can be maintained only using dams made from two rows of vertical pile barriers and cladding of bog-mosses and peat, and built on peat soils with constant moisture. Not only the construction of dam is important, but also the continuous water flow which keeps the dam moist so that it cannot desiccate. In the course of time, such „alive” dams get covered with bog-mosses and cotton-grass which protect tree details from the Sun and adds increased longevity (Figure 60).

Nevertheless, during the drought period the two-row dams can also dry out and lose hydro-isolation in ditches with unstable water flows.

We have no information about the water level fluctuations caused by restoration of the hydrological regime since monitoring was not carried out in any of the mires where it was restored. Although the information on vegetation monitoring gathered in 2005 in Teiči Mire has not been analyzed yet, some positive changes due to restoration were observed. In several lakes and bog-pools the natural water level was restored and drying-out was prevented. In almost all of the bays of lakes regrowth of bog-mosses and faster growing was noticed (Figure 61). Similarly to Teiči Mire, ditches in mires in the Lubāna Wetland Nature Reserve were filled with water and regrowth of bog-mosses was observed after restoration of the hydrological regime (Figure 62).

4.7 EXPERIMENTS WITH RESTORATION OF RAISED BOG VEGETATION IN AUKŠTUMALA RAISED BOG IN LITHUANIA

Leonas Jarašius, Romas Pakalnis, Jūratė Sendžikaitė, Dalytė Matulevičiūtė

Nature Research Centre, Institute of Botany, e-mail: leonas.jarasius@botanika.lt

Peatlands are among the most important ecological structures of our planet and are essential to preservation of biodiversity. Peatlands cover 646,000 ha, i.e. 9.9% of the territory of Lithuania; however, only 28% (178,000 ha) of those peatlands are natural or near-natural (Povilaitis et al. 2011). The area taken up by mires decreased substantially at the second half of the 20th century. Many mires are affected by drainage. Large-scale drainage works have been carried out in Western Lithuania since the end of the 19th century. In the Nemunas Delta region, almost all natural fens and small raised bogs were drained (Basalykas 1958). Only parts of large bogs survived, such as Aukštumala Peatland (1,017 ha of 3,018 ha), Rupkalviai Peatland (167 ha of 3,410 ha), Medžioklė Peatland (208 ha of 1,450 ha) and some small peatbogs (Berštai, Lietgiriai).

Aukštumala Raised Bog is a *locus classicus* of modern peatland science (Weber 1902). Yet it is also one of the first commercial mining peatlands in Lithuania in operation since the end of the 19th century. The greatest changes started in 1968, when two thirds of the bog area was drained for mechanised peat mining. The remaining western part of the former Aukštumala Raised Bog suffers from the negative hydrological effect of old drainage systems and a peat mining area nearby. The contact zone of the Reserve and peat cutting fields is about 6 km long; 30–60 ha of the Reserve are located in the zone affected by drainage. It leads to negative changes in the hydrological regime and vegetation cover (degradation of habitats, wilting and disappearance of plant species typical of raised bogs, spreading of forest communities uncharacteristic of a raised bog, growth of trees' annual radial increment, etc.) (Pakalnis et al. 2009). Therefore, it is necessary to implement measures aimed to reduce the impact of anthropogenic activities on the raised bog ecosystem (to improve the hydrological conditions, to increase the area of an active raised bog at the expense of degraded bogs, etc.) and to create the technology for restoration of the vegetation cover in exploited parts of the peatland.

STUDY SITE

Aukštumala Raised Bog is situated in the western part of Lithuania, in the catchment area of the Nemunas and Minija River. More than 100 years ago, C. A. Weber (1902) described this bog as „a right triangle with rounded corners and ragged concave sides, of which the hypotenuse lies to the south-west towards Lake Krokų Lanka” (Figure 63). The territory lies 1.6 m above the sea level, the surface of the raised bog rises steeply to a height of 4.5 to 5.0 m above the sea level in a belt 150–500 m (on average 300 m) wide. Morphogenetically the western part consists of glaciolimnic, lagoon and old valley sedimentation areas whereas the eastern part has a morainic and glacio-aqueous hollow terrain; the bog was formed by bogging of late Ice Lake during the Holocene (Kunskas 2005).

Although mean linear peat accumulation rates have been similar to long-term linear peat accumulation rates (0.11–0.13 cm/yr) for the past two hundred years (Mažeika 2006), the following changes in the vegetation of Aukštumala Raised Bog were ascertained: luxuriant underwood cover in the communities of open raised bog; penetration of trees (*Betula pubescens* and the tall-stemmed *Pinus sylvestris*) into *Ledo-Pinetum sylvestris* communities; spreading of underwood into the communities of hollows; extinction of bog moss and formation of lichen cover in the communities of open raised bog and next to draining ditches (Pakalnis et al. 2009).

Only in 1995, in order to protect the unique raised bog complexes and endangered plant and animal species in the remaining part of Aukštumala Raised Bog, was the Aukštumala Telmological Nature Reserve established. Since 2004 this territory has been part of the *Natura 2000* network. Five habitats of European

importance and 210 plant species were recorded in the territory of the Reserve in 2012. It was discovered that 23% (237 ha) of the habitats have been significantly modified or degraded and do not meet the requirements for habitats of European importance. These belt-shaped habitats (40–500 m wide) with dominating woody vegetation are found in the periphery of the reserve where anthropogenic activity is the most intensive. Such habitats as active raised bogs (7110*) – 59% (605 ha), and degraded raised bogs still capable of natural regeneration (7120) – 16% (161 ha) take up the majority of the territory of the Reserve. Bog woodlands (91D0*) and natural dystrophic lakes and ponds (3160) each take up 1% (10 ha) of the territory. Some small fragments (< 0.1 ha) of depressions on peat substrates of the *Rhynchosporion* (7150) were identified in the areas affected by the fire of 2011.

MATERIAL AND METHODS

The necessity of implementation of specific measures for protection of the Reserve from the effects of drainage is among the most important aims of restoration activities. Other goals include measures for restoration of the vegetation cover on exploited parts of the peatland.

To reduce the negative impact of human economic activity on the raised bog ecosystem, several measures were taken (Figure 63).

1) Isolation from the adjacent peat mining fields:

- 1 km long polythene membrane (installed in 2006, Figure 65);
- 300 m long peat dam from highly decomposed peat from the bottom layer of the bog (installed in 2010).

Original water level maintenance systems were set up at the border of the Aukštumala Telmological Reserve in 2006 (Figure 63, 65) and in 2010. To estimate the efficiency of these systems, a hydrological monitoring system was installed. This system consists of six hydrological monitoring profiles: four profiles are 170 m long and are composed of nine groundwater level measurement wells each; and two profiles are 130 m long with seven wells each. A control profile was equipped outside the boundaries of this system alongside an effectively functioning draining ditch (depth: 3 m). Measurements of the water table have been carried out since 2007 in April–October (monthly).

2) Construction of dams:

- large wood-peat dams (with water excess regulation) constructed on wide collective ditches (Figure 66A1, A2);
- small peat dams on narrow drainage ditches (Figure 66B);
- small birch panel (plywood) dams inserted across narrow drainage ditches (Figure 66C).

3) Experiments with restoration of the raised bog vegetation cover in an abandoned part of the peat cutting field (by distribution of *Sphagnum* diasporas)

A new technology based on raised bog vegetation cover restoration experiments was applied in 2011. For the first time in Lithuania, the diasporas of *Sphagnum* sp. and other plants (*Eriophorum vaginatum*, *Oxycoccus palustris*, *Andromeda polifolia*, *Drosera rotundifolia*) characteristic of raised bogs were distributed at the restoration site established in the abandoned part of the mined peatland. The patches (0.4 × 0.4 m in size and 5–7 cm thick) of naturally growing vegetation cover were collected from a donor site (a degraded raised bog) adjacent to the peat extraction field and prepared for peat mining (Figure 67). The vegetation at the donor site is dominated by *Sphagnum fuscum*, *S. magelanicum* and *S. capillifolium* that are more resistant to moisture regime changes. The donor patches were placed into wet (in places the layer of water was up to 9 cm thick) peat substrate at the restoration site. The replantation was carried out in five parallel transects spaced 3 m apart. In each transect 10 raised bog plant cover patches spaced 3 m apart were replanted. In 2012 the experiment was extended: eight additional parallel transects were installed at the restoration site. To assess the effectiveness of the raised bog ecosystem restoration experiment, monitoring of the regenerating vegetation cover and hydrological groundwater level observations will be performed.

RESULTS AND DISCUSSION

The hydrological monitoring results of six seasons (2007–2012) after the installation of the water table maintenance equipment with a protective membrane showed that this method is sufficiently effective, as a groundwater level 0.4 to 0.6 m higher than



Foto/Photo: Aivars Slišāns

in the control area has been reliably maintained in a 50 m wide zone along the edge of the Reserve (Figure 68). Water levels in the 1st to 3rd well of the control profile were significantly lower ($p < 0.05$) than those in the profiles with water insulating measures. The average groundwater level in different wells installed at profiles with isolating equipment varied very slightly – in a range from 33 to 48 cm (amplitude 15 cm), and the fluctuations of the control profile were significantly higher – from 18 to 91 cm (amplitude 73 cm). The obtained data confirm the hypothesis offered at the beginning of the study that the installed polythene membrane will help to maintain water levels favourable to paludification on the edges of the Reserve.

The hydrological monitoring studies of two seasons (2011–2012) on the effectiveness of the peat dam showed that in both profiles (with protection measures and without them), the average groundwater level during the entire growth season was low, unfavourable to paludification and reached a level higher than 30 cm only in individual cases (e.g. inclinations of microrelief). To save the remaining part of Aukštumala Raised Bog and to create conditions favourable to peat accumulation in the future, it is necessary to isolate the edges of the Reserve from peat mining fields completely as well as to dam most of the drainage and collecting ditches.

Primary results of *Sphagnum* replanting experiment at the restoration site show that 94% of the planted *Sphagnum* patches recovered successfully. *Sphagnum* mosses take up from 8% to 85% of the plot in each patch and have started to propagate on bare peat. Other plant species cover up to 6% of each planted patch. A total of 26 vascular plant species from 12 families were recorded at the site of the experiment. About 80% of the recorded species (*Phragmites australis*, *Molinia caerulea*, *Eriophorum latifolium*, *Juncus conglomeratus*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, etc.) at the site are not typical of raised bogs. The pH values of peat at the site of the experiment vary from 4.6 to 5.0 whereas a typical ombrotrophic bog does not exceed pH 4.8. The complete absence of bicarbonate alkalinity below pH 5.5 is a fundamental dividing point in the habitat limits of many peatland species (Wieder & Vitt 2006). It means that with proper management, the site of the experiment could still be capable of developing into an ombrotrophic bog. Water availability is a vital factor for peatland restoration because harvested peatlands have lost their natural ability to store water and regulate water table fluctuations (Quinty & Rochefort 2003). For this reason, additional measures should be taken to reduce water losses and to supply water to *Sphagnum* and other introduced plants.

Acknowledgements

We wish to express our sincere thanks for financial aid and practical support during the restoration works to Klasmann–Deilmann–Šilutė Ltd. and to the Association Pamario Delta for financial aid for the research of natural habitats of European importance in the Aukštumala Telmological Reserve.



LITERATŪRAS SARAKSTS

- Āboliņa A.** 2001. Latvijas sūnu saraksts. Latvijas Veģetācija 3: 47-87.
- Åman P., Partanen J. & Oy T.** 2012. Influence of ditching on the hydrology of mire lakes. In: Magnusson T. (Ed.) . The 14th International Peat Congress. Peatlands in Balance. The Book of Abstracts, Stockholm, 46-47.
- Anon.** 1988. Īpaši aizsargājami dabas objekti Latvijas PSR teritorijā. Avots, Rīga. 101 lpp.
- Anon.** 2002. Ķemeru nacionālā parka dabas aizsardzības plāns. CarlBro, Rīga.
- Anon.** 2003. Purvu biotopu un sugu monitoringa rokasgrāmata. Latvijas Dabas fonds. Pieejams: http://www.meteo.lv/public/rokasgramatas_vadlinijas.html
- Anon.** 2011. Dabas lieguma „Melnā ezera purvs” dabas aizsardzības plāns. Latvijas Dabas fonds, Rīga.
- Auniņš A.** (red.) 2010. Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Latvijas Dabas fonds, Rīga. 320 lpp.
- Avotiņa R.** 2005. Sēlpils pagasts: Daba. Vēsture. Iedzīvotāji. Apdzīvotās vietas. Vēsture: novadpētnieciska vietvārdu vārdnīca. LR VZD Kartogrāfijas pārvalde, Rīga. 183 lpp.
- Balodis M.** 1990. Bobr: Biologija i mesto v prirodnokhozyaystvennom komplekse recpubliki [The beaver. Biology and management in Latvia]. Rīga, Zinātne. 271 p.
- Bambe B.** 2010. 91D0 Purvaini meži. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Rīga, Latvijas Dabas fonds, 320 lpp.
- Bär A., Bräuning A. & Löffler J.** 2007. Ring-width chronologies of the alpine dwarf shrub *Empetrum hermaphroditum* from the Norwegian Mountains. IAWA Journal 28 (3): 325-338.
- Baroniņa V.** 2011. Dabas lieguma „Aizkraukles purvs un meži” dabas aizsardzības plāns. Rīga, Latvijas Dabas fonds. 139 lpp.
- Basalykas A.** (Ed.) 1958. Physical Geography of the Lithuanian SSR, 2. Vilnius, Mintis. 504 p.
- Bastl M., Štechová T. & Prach K.** 2009. Effect of disturbance on the vegetation of peat bogs with *Pinus rotundata* in the Třeboň Basin, Czech Republic. Preslia 81: 105-117.
- Beckmann C.** 1872–1875. Charte bestehend in drei Folien von dem im Livlaendischen Gouvernement Rigaschen Kreise und Ascheradenschen Kirchspiele belegenen Majoratsgute Schloss-Ascheraden. Gemessen, eingetheilt und zur Charte gerbacht in den Jahren 1872 bis 1875 durch den livlaend. Ritterschafts Landmesser Constantin Beckmann. LVVA, 183. f., 181. apr., 248.–250. l.
- Berbeco M. R., Melillo J. M. & Orians C. M.** 2012. Soil warming accelerates decomposition of fine woody debris. Plant and Soil 356 (1-2): 405-417.
- Berdowski J. J. M. & Siepel H.** 1988. Vegetative regeneration of *Calluna vulgaris* at different ages and fertilizer levels. Biological Conservation 46: 85-93.
- Berglund B. E. & Ralska-Jasiewiczowa M.** 1986. Pollen analysis and pollen diagrams. In: Berglund B. E. (Ed.) Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. Brisbane [etc], John Wiley & Sons, pp. 455-484.
- Bergmanis U.** 2004. Lubāna mitrāja kompleksa augsto un pārejas purvu dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošanas plāns. Madonas rajona padome, Ļaudona, 41 lpp.
- Bergmanis U.** 2005. Pasākumu plāns dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošanai Teiču purvā. Teiču dabas rezervāta administrācijas Pētījumu daļa, Ļaudona. 32 lpp.
- Bergmanis U., Brehm K., Matthes J.** 2002. Dabiskā hidroloģiskā režīma atjaunošana augstajos un pārejas purvos. Grām.: Opermanis O. (red.) Aktuāli savvaļas sugu un biotopu apsaimniekošanas piemēri Latvijā. Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, Rīga, 49.–56. lpp.
- Bielis M.** 1974. No plūdiem pasargāto platību apgūšana. Grām.: Bielis V. (red.) Lubānas zemienu problēma un tās risinājumi. Rīga, Zinātne, 91-93.
- Bioloģiski vērtīgo zālāju datubāze.** 2007. Pieejams: www.ldf.lv
- Birks H. J. B. & Seppä H.** 2010. Late-Quaternary palaeoclimatic research in Fennoscandia – A historical review. Boreas 39: 655-673.
- Blaauw M.** 2010. Methods and code for ‘classical’ age-modelling of radiocarbon sequences. Quaternary Geochronology 5: 512-518.
- Bragg O. M.** 2002. Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. The Science of the Total Environment 294: 111-129.

- Bragg O. M., Lindsay R. & Robertson H.** 1984. An Historical Survey of Lowland Raised Mires, Great Britain. Joint Peterborough Nature Conservation Committee. 76 p.
- Bronk Ramsey C.** 2001. Deposition models for chronological records. *Quaternary Science Reviews* 27: 42-60.
- Buras A., Hallinger M. & Wilmking M.** 2012. Can shrubs help to reconstruct historical glacier retreats? *Environmental Research Letters* 7 (4), 044031 DOI: 10.1088/1748-9326/7/4/044031.
- Christen J. A. & Perez E. S.** 2010. A new robust statistical model for radiocarbon data. *Radiocarbon* 51: 1047-1059.
- Cuprunis I., Kalniņa L. & Ozola I.** 2013. Izstrādāto kūdras lauku rekultivācija Lielsalas purvā. Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 71. zinātniskā konference, 419.–420. lpp.
- Dabas lieguma „Melnā ezera purvs” dabas aizsardzības plāns.** 2011. Latvijas Dabas fonds, Rīga.
- de Jong J.** 1994. Distribution patterns and habitat use by bats in relation to landscape heterogeneity, and consequences for conservation. Dissertation. Upsala Sveriges lanbruksuniversitet, Institutionen för viltenologi, Rapport 26: 132 pp.
- Dēliņa A.** 2013. Atskaite nr. 3 par hidroloģiskā režīma monitoringa novērojumiem DL „Aizkraukles purvs un meži”; DL „Āklais purvs”; DL „Melnā ezera purvs”; DL „Rožu purvs” (šajā rakstu sējumā).
- Dietz H. & Schweingruber F. H.** 2002. Annual rings in native and introduced forbs of lower Michigan. *Canadian Journal of Botany* 80: 642-649.
- Edom F.** 2001. Hydrologische Eigenschaften. In: Succow M., Joosten H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Zweite Auflage, Stuttgart. S. 17.
- Ejankowski W.** 2008. Effect of waterlogging on regeneration in the dwarf birch (*Betula nana*). *Biologia* 63 (5): 670-676.
- Ejankowski W.** 2010. Demographic variation of dwarf birch (*Betula nana*) in communities dominated by *Ledum palustre* and *Vaccinium uliginosum*. *Biologia* 65 (2): 248-253.
- Ek T., Suško U. & Auziņš R.** 1998. Mežaudžu atslēgas biotopu inventarizācija (metodika). Rīga. 70 lpp.
- European Communitie.** 1992. Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities L 206, 750.
- Farrick K. K.** 2008. The role of Ericaceous shrubs in the surface water balance and soil water availability of a cutover peatland, Québec. A thesis for the degree of Master of Science in Geography. Waterloo, Ontario, Canada.
- Galenieks I. & Krauklis I.** 1995. Ķemeru tīrelis. Latvijas Daba. Enciklopēdija 3. Preses Nams, Rīga, 61. lpp.
- Gavrilova G. & Šulcs V.** 1999. Latvijas vaskulāro augu flora. Zinātne, Rīga. 135 lpp.
- Gimingham C. H.** 1970. British heathland ecosystems the outcome of many years of management by fire. *Proceedings Tall Timbers Fire Ecology Conference* 10: 293-321.
- Gunnarsson U. & Lars-Åke F.** 2007. Vegetation shifts toward wetter site conditions on oceanic ombrotrophic bogs in southwestern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 18: 595-604.
- Hallanaro E.-L. & Pylvänäinen M.** 2002. Nature in Northern Europe – Biodiversity in a changing environment. Nord 2001: 13, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 350 p.
- Hammarlund D., Björck S., Buchardt B., Israelson C. & Thomsen S. T.** 2003. Rapid hydrological changes during the Holocene revealed by stable isotope records of lacustrine carbonates from Lake Igelsjön, southern Sweden. *Quaternary Science Reviews* 22: 353-370.
- Heikkilä M. & Seppä H.** 2010. Holocene climate dynamics in Latvia, eastern Baltic region: a pollen-based summer temperature reconstruction and regional comparison. *Boreas* 39: 705-719.
- Henrikson B.-I.** 1988. The absence of antipredator behaviour in the larvae of *Leucorrhinia dubia* and the consequences for their distribution. *Oikos* 51 (2): 179-183.
- Ilnicki P.** 2007. Impact of peat excavation on the nature reserve Gorbacz. In: Okruszko et al. (Eds.) *Wetlands: Monitoring, Modelling and Management*. Taylor & Fransis Group, London, 139-147.
- Indriksons A.** 2008. Gruntsūdens līmeņa monitorings LIFE projekta „Purvi” vietās. Grām.: Pakalne M. (red.) *Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā*. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 142.–151. lpp.
- Joosten H. & Couwenberg J.** 2001. Zur anthropogenen Veränderung der Moore. Das Beispiel Europa. In: Succow M., Joosten H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Zweite Auflage, Stuttgart. S. 406.
- Jauhiainen S., Laiho R., Vasander H.** 2002. Ecohydrological and vegetational change in a restored bog and fen. *Annali Botanici Fennici* 39: 185-199.
- Juškaitis R.** 2004. Beržinē sicista (*Sicista betulina*) Lietuvoje: situacija 2004 m. [Northern birch mouse (*Sicista betulina*) in Lithuania: the situation in 2004]. *Theriologia Lituanica* 4: 25-32.
- Kļaviņš J.** 1974. Purvi. Grām.: Bielis V. (red.) *Lubānas zemienes problēma un tās risinājumi*. Rīga, Zinātne, 41-43.

- Kollmann J. & Rasmussen K. K.** 2012. Succession of a degraded bog in NE Denmark over 164 years – monitoring one of the earliest restoration experiments. *Tuexenia* 32: 67-85.
- Korhola A., Ruppel M., Seppä H., Väliranta M., Virtanen T. & Weckström J.** 2010. The importance of northern peatland expansion to the late-Holocene rise of atmospheric methane. *Quaternary Science Reviews* 29: 611-617.
- Kūdras fonds.** 1980a. Latvijas PSR Kūdras fonds uz 1980. gada 1. janvāri, Rīga. Latvijas PSR Meliorācijas un ūdenssaimniecības ministrija, Latvijas valsts meliorācijas projektēšanas institūts, Nr. 2261.
- Kūdras fonds.** 1980b. Latvijas PSR Kūdras fonds uz 1980. gada 1. janvāri, Rīga. Latvijas PSR Meliorācijas un ūdenssaimniecības ministrija, Latvijas valsts meliorācijas projektēšanas institūts, Nr. 3757.
- Kūdras fonds.** 1980c. Latvijas PSR Kūdras fonds uz 1980. gada 1. janvāri, Rīga. Latvijas PSR Meliorācijas un ūdenssaimniecības ministrija, Latvijas valsts meliorācijas projektēšanas institūts, Nr. 3798.
- Kunskas R.** 2005. Development of lake and bog ecosystems. The little palaeogeographical and palaeosynecological atlas [Ežeru ir pelki ekosistēmu raida. Mažasis paleogeografijos ir paleosinekologijos atlasas]. Vilnius, ISC Ciklonas. 438 p.
- Kuže J. & Priede A.** 2008. Ūdens līmeņa paaugstināšana meliorācijas ietekmētajās Kemeru tīreļa daļā: paņēmieni un pirmie rezultāti. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 131.–141. lpp.
- Laine A. M., Juurola E. & Hajek T.** 2011. *Sphagnum* growth and ecophysiology during mire succession. *Oecologia* 167: 1115-1125.
- Lanta V., Mach J. & Holcova V.** 2006. The effect of dam construction on the restoration succession of spruce mires in the Giant Mountains (Czech Republic). *Annales Botanici Fennici* 43: 260-268.
- Latvijas PSR flora un veģetācija: Viduslatvijas ģeobotāniskais rajons.** 1987. L. Tabakas red. Rīga, Zinātne, 174 lpp. (krievu val.)
- Latvijas Sarkanā grāmata.** 1996. Retās un izzūdošās augu un dzīvnieku sugas. Sēnes un ķerpji. Rīga, LU Bioloģijas institūts. 1. sēj. 202 lpp.
- Latvijas Sarkanā grāmata.** 2003. Retās un apdraudētās augu un dzīvnieku sugas. Vaskulārie augi. Rīga, LU Bioloģijas institūts. 3. sēj. 692 lpp.
- Lode E.** 1999. Wetland restoration: a survey of option for restoring peatlands. *Studia Forestalia Suecica* 205: 1-30.
- Loisel J., Gallego-Sala A. V. & Yu Z.** 2012. Global-scale patterns of peatland *Sphagnum* growth driven by photosynthetically active radiation and growing season length. *Biogeoscience* 9: 2737-2746.
- LVĢMC – Meteoroloģija.** 2013. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. Novērojumu datu meklēšana. Nokrišņu daudzums starp termiņiem. Kalnciems, Skriveri, Pļaviņas. Pieejams: <http://www.meteo.lv/meteorologija-datu-meklesana/?nid=461> (Aplūkots 15.07.2013.)
- LVĢMC (Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs).** 2009. Lielupes baseina apgabala apsaimniekošanas plāns. Rīga. 112 lpp.
- Mačiulis M.** 2002. Kamanų rezervato ir apsauginēs zonas žinduoliai [Mammals of the Kamanos Strict Nature Reserve and its protective zone]. *Theriologia Lituania* 2, pp. 21-33.
- Martikainen P. J., Nykänen H., Crill P. & Silvola J.** 1993. Effect of water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51-53. In: Succow M., Joosten H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Zweite Auflage, Stuttgart. S. 31.
- Mažeika J.** 2006. Use of lead-210 and carbon-14 in investigations of peat accumulation in Aukštumala raised bog, western Lithuania. *Baltica* 19 (1): 30-37.
- Meliorācijas darbi plānotie.** 1939. Latvijas lielmeliorācijas darbu pārskata karte. Sastādījusi un izdevusi Z. M. Zemes ierīcības departamenta kultūrtehniskā daļa 1939. gadā. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 26.01.2013.)
- Minayeva T., Bragg O., Cherednichenko O., Couwenberg J., van Duinen G.-J., Giesen W., Grootjans A., Grundling P.-L., Nikolaev V. & van der Schaaf S.** 2008. Peatlands and biodiversity. In: Parish F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silvius M. and Stringer L. (Eds.) *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, pp. 60-98.
- Ministru kabineta 2000. gada 14. novembra noteikumi Nr. 396 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu” ar grozījumiem Nr. 627, kas izdarīti Rīgā, 2004. gada 27. jūlijā.** Latvijas Vēstnesis Nr. 413/417 (2324/2328), 17.11.2010, Nr. 120 (3068), 30.7.2004.
- Ministru kabineta 2000. gada 5. decembra noteikumi Nr. 421 „Noteikumi par īpaši aizsargājamo biotopu veidu sarakstu” ar grozījumiem Nr. 61 un Nr. 74, kas veikti 2005. gada 25. janvārī un 2009. gada 27. janvārī.** Latvijas Vēstnesis Nr. 446/447 (2357/2358), 8.12.2000, Nr. 16 (3174), 28.01.2005, Nr. 17 (4003), 30.1.2009.

Ministru kabineta 2001. gada 30. janvāra noteikumi Nr. 45 „Mikroliegumu izveidošanas, aizsardzības un apsaimniekošanas noteikumi” ar grozījumiem Nr. 378, kas veikti 2005. gada 31. maija grozījumiem. Latvijas Vēstnesis Nr. 19 (2406), 02.02.2001, Nr. 88 (3246), 03.06.2005.

Mohamed B. F. & Gimingham C. H. 1970. The morphology of vegetative regeneration in *Calluna vulgaris*. *New Phytologist* 69: 743-750.

Money R. P & Wheeler B. D. 1999. Some critical questions concerning the restorability of damaged raised bogs. *Applied Vegetation Science* 2: 107-116.

Moore P. D. 2002. The future of cool temperate bogs. *Environmental Conservation* 29 (1): 3-20.

Namatēva A. 2012. Mikroainavu telpiskā struktūra un to ietekmējošie faktori Austrumlatvijas zemiens augstajos purvos. Promocijas darba kopsavilkums. Rīga. 70 lpp.

Nikolayev V. I. 2006. Regularities in dynamics of communities of terrestrial vertebrates found in peat lands of central Russia and the strategy for their conservation [Zakonomernosti dinamiki soobschestv nazemnih pozvonochnih torfjanih bolot Centralnoi Rossii i strategya ih sohranenia]. Doctoral Thesis. Moscow, Moscow State University. 324 p.

Nippon Koei Co., Ltd. & Kokusai Kogyo Co., Ltd. 2000. The Study on Environmental Management Plan for Lubana Wetland Complex. Final Report. Volume II. Main Report.

Nusbaums J. 2008. Nosusināšanas ietekmes novēršana augstajos purvos. Grām.: Pakalne M. (red.). Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Rīga, Latvijas Dabas fonds, 118-131.

Nusbaums J. & Rieksts I. 1997. Purvi. Enciklopēdija Latvijas Daba 4. Preses nams, Rīga, 195.–199. lpp.

Nusbaums J. & Silamiķele I. 2012. Kūdras izstrādes lauku rekultivēšana: iespējas, problēmas, rezultāti. Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne. Referātu tēzes. Latvijas Universitātes 70. zinātniskā konference, 340.–341. lpp.

ORTOFOTO 3. LĢIA Latvijas 3. etapa ortofoto karšu mozaika. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv/> (Aplūkots 15.01.2013.)

Ozoliņš J. 1999. Ūdrs *Lutra lutra* (L., 1758) saldūdeņu un to piekrastes ekosistēmās Latvijā: kopsavilkums promocijas darbam bioloģijas doktora zinātniskā grāda iegūšanai (specialitāte – zooloģija). Rīga, Latvijas Universitāte. 33 lpp.

Pakalne M., Kalniņa L., Āboliņa A., Nikodemus O., Brūmelis G., Nusbaums J., Silamiķele I., Petriņš A., Lācis A., Tabors G., Auniņš A. & Strazdiņa B. 2003. Cenas tīrēja zinātniskā izpēte. Latvijas dabas fonds. 170 lpp.

Pakalnis R., Sendžikaitē J. & Avižienē D. 2008. Experimental preparation of raised bog rehabilitation in the process of peat-cutting. In: Proceedings of the conference Peat in horticulture and the rehabilitation of peatlands after peat extraction: which issues for tomorrow? Lamoura, 121-129.

Pakalnis R., Sendžikaitē J., Jarašius L. & Avižienē D. 2009. Problems of peatlands restoration after peat cutting. In: Laman N. A., Grummo D. G., Galanina O. V., Sozinov O. V. & Zeliankevich N. A. (Eds.) *Vegetation of mares: Modern problems of classification, mapping, use and protection*. Minsk, Pravo i Ekonomika: 33-44.

Pfadenhauer J. & Klötzli F. 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio* 126: 101-115.

Pierce C. L. 1988. Predator avoidance, microhabitat shift, and risk-sensitive foraging in larval dragonflies. *Oecologia* 77: 81-90.

Pilāte D. 2004. *Vertigo moulinsiana* (Dupuy, 1849) (Gastropoda: Pulmonata) in Latvia. *Acta Universitatis Latviensis, Biology*, Vol. 676: 127-129.

Pilāte D. 2007. New Data of Protected, Endangered and Rare Terrestrial Snail Species in Latvia. *Cross-Border Cooperation in Researches of biological Diversity*, 5-10.

Pilāte D. 2008a. Terrestrial snail fauna in the forests of Stikli Mires Nature Reserve. In: Pakalne M. (Ed.) *Mire Conservation and Management in Especially Protected Nature Areas in Latvia*. Jelgava Printing House, Rīga, pp. 71-73.

Pilāte D. 2008b. Terrestrial snail fauna of Klāņi Mires Nature Reserve. In: Pakalne M. (Ed.) *Mire Conservation and Management in Especially Protected Nature Areas in Latvia*. Jelgava Printing House, Rīga. 97 p.

Piotrowska N., Blaauw M., Mauquoy D. & Chamber F. M. 2011. Constructing deposition chronologies for peat deposits using radiocarbon dating. *Mires and Peat* 7: 1-14.

Piterāns A. 2001. Latvijas ķērpju konsepts. *Latvijas Veģetācija* 3: 5-46.

Poschlod P. 1995. Diaspore rain and diaspore bank in raised bogs and its implications for the restoration of peat mined sites. In: Wheeler B. D., Shaw S. C., Fojt W. J. & Robertson R. A. (Eds.) *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 471-494.

Poschlod P., Meindl C., Sliva J., Herkommer U., Jäger M., Schuckert U., Seemann A., Ullmann A. & Wallner T. 2007. Natural revegetation and restoration of drained and cut-over raised bogs in southern Germany – a comparative analysis of four long-term monitoring studies. *Global Environmental Research* 11: 205-2016.

- Povilaitis A., Taminskas J., Gulbinas Z., Linkevičienė R. & Pileckis M.** 2011. Lithuanian wetlands and their water protective importance [Lietuvos šlapynės ir jų vandensauginė reikšmė]. Vilnius, Apyaušris. 326 p.
- Price J.** 1997. Soil moisture, water tension, and water table relationships in a managed cutover bog. *Journal of Hydrology* 202: 21-32.
- Priede A.** 2011. Abandoned quarries – refuges for rare plant species and communities. Research and Conservation of Biological Diversity in the Baltic Region, 5th international conference (Daugavpils, Latvia). Abstract Book.
- Quinty F. & Rochefort L.** 2003. Peatland Restoration Guide, 2nd edition. Québec, Canadian Sphagnum Peat Moss Association and New Brunswick Department of Natural resources and Energy. 106 p.
- Račinskis E.** 2004. Eiropas Savienības nozīmes putniem nozīmīgās vietas Latvijā. Rīga, LOB.
- Ramans K., Zelčs V.** 1995. Fiziogēogrāfiskā rajonēšana. *Latvijas Daba*. Rīga. 2. sēj., 74.–76. lpp.
- Reihmanis J.** 2011. Dabas lieguma „Aklais purvs” dabas aizsardzības plāns. Rīga: Latvijas Dabas fonds. 121 lpp.
- Reimer P. J., Baillie M. G. L., Bard E., Bayliss A., Beck J. W., Blackwell P. G., Bronk Ramsey C., Buck C. E., Burr G. S., Edwards R. L., Friedrich M., Grootes P. M., Guilderson T. P., Hajdas I., Heaton T. J., Hogg A. G., Hughen K. A., Kaiser K. F., Kromer B., McCormac F. G., Manning S. W., Reimer R. W., Richards D. A., Southon J. R., Talamo S., Turney C. S. M., van der Plicht J. & Weyhenmeyer C. E.** 2009. IntCal09 and Marine09 radiocarbon age calibration curves, 0 – 50,000 years cal BP. *Radiocarbon* 51: 1111-1150.
- Rixen Ch., Casteller A., Schweingruber F. H. & Stoeckli V.** 2004. Age analysis helps to estimate plant performance on ski pistes. *Botanica Helvetica* 114: 127-138.
- Romanov V. V.** 1968. Hydrophysics of bogs. Transl. N. Kaner, ed. Heimann. Israel program for scientific translations Ltd, Jerusalem, 1-299.
- Rove I.** (red.) 2006. Dabas lieguma „Stompaku purvi” dabas aizsardzības plāns. Rīga. 64 lpp.
- Rudzīte M.** 1999. Latvijas zemesgliemeži. Rīga. 147 lpp.
- Rudzīte M., Dreijers E., Ozoliņa-Moll L., Parele E., Pilāte D., Rudzītis M. & Stalažs A.** 2010. Latvijas gliemji: Sugu noteikējs. A Guide to the Molluscs of Latvia. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga. 252 lpp.
- Ruseckas J. & Grigaliūnas V.** 2008. Effect of drain-blocking and meteorological factors on groundwater table fluctuations in Kamanos Mire. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 16 (4): 168-177.
- Salmiņa L.** 2010. Purvu biotopi. Grām.: Auniņš A. (red.) Eiropas Savienības aizsargājami biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Rīga, Latvijas Dabas fonds, 320 lpp.
- Salmiņa L. & Bambe B.** 2008. Apsaimniekošanas ietekme uz purvu veģetāciju. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 152.–157. lpp.
- Schlesch H.** 1942. Die Land- und Süßwassermollusken Letlands mit Berücksichtigung der in den Nachbargebieten vorkommenden Arten. Sonderabdruck aus dem Korrespondenzblatt des Naturforscher Vereins zu Riga LXIV: 246-360.
- Schweingruber F. H.** 2007. Wood structure and environment. Berlin, Springer-Verlag. 279 p.
- Schweingruber F. H., Börner A. & Schulze E.-D.** 2006. Atlas of woody plant stems. Evolution, structure, and environmental modifications. Springer-Verlag, Berlin. 229 p.
- Schweingruber F. H. & Poschold P.** 2005. Growth rings in herbs and shrubs: life span, age determination and stem anatomy. *Forest Snow and Landscape Research* 79: 195-415.
- Seppä H., Birks H. J. B., Bjune A. E. & Nesje A.** 2010. Current continental palaeoclimatic research in the Nordic region (100 years since Gunnar Andersson 1909) – Introduction. *Boreas* 39: 649-654.
- Sillasoo Ü., Mauquoy D., Blundell A., Charman D., Blaauw M., Daniell J. & Toms P.** 2007. Peat multi-proxy data from Männikjärve bog as indicators of late Holocene climate changes in Estonia. *Boreas* 36: 20-37.
- Smolders A. J. P., Tomassen H. B. M., van Mullekon M., Lamers L. P. M. & Roelofs J. G. M.** 2003. Mechanisms involved in the re-establishment of *Sphagnum*-dominated vegetation in rewetted bog remnants. *Wetlands Ecology and Management* 11: 403-418.
- Soro A., Sundberg S. & Rydin H.** 1999. Species diversity, niche metrics and species associations in harvested and undisturbed bogs. *Journal of Vegetation Science* 10: 549-560.
- Spunģis V.** 2001. Changes in epigeic arthropod species composition and density in burned area of Sudas bog in Latvia. *Acta Biologica Universitatis Daugavpiliensis* 1 (1): 11-15.
- Spunģis V.** 2008. Fauna and ecology of terrestrial invertebrates in raised bogs in Latvia. Rīga, Latvijas Entomoloģijas biedrība, 80 pp.
- Stegmann H. & Zeiz J.** 2001. Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. In: Succow M., Joosten H. (Hrsg.). *Landschaftsökologische Moorkunde*. Zweite Auflage, Stuttgart. S. 51.

- Suško U.** 1997. Latvijas dabiskie meži. Pētījums par bioloģiskās daudzveidības struktūrām, atkarīgajām sugām un meža vēsturi. Rīga, WWF – Pasaules Dabas fonds. 186 lpp.
- Šnore A.** 2004. Kūdra Latvijā. Latvijas Kūdras ražotāju asociācija. Rīga. 64 lpp.
- Švažas S., Drobēlis E., Balčauskas L. & Raudonikis L.** 1999. Important wetlands in Lithuania. Vilnius, OMPO Vilnius. 192 p.
- Tauriņš E.** 1982. Latvijas ziditājdzīvnieki. Rīga, Zinātne. 255 lpp.
- Teiču dabas rezervāta administrācija.** 2006. Teiču rezervāta dabas aizsardzības plāns. Ļaudona, 53 lpp.
- TOPO 10K PSRS.** Bijušās PSRS armijas ģenerālštāba topogrāfisko karšu mozaika mērogā 1:10 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 25.01.2013.)
- TOPO 25K42g PSRS.** Bijušās PSRS armijas ģenerālštāba 42. gada sistēmas topogrāfisko karšu mozaika mērogā 1:25 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 26.01.2013.)
- TOPO 25K63g PSRS.** Bijušās PSRS armijas ģenerālštāba 63. gada sistēmas topogrāfisko karšu mozaika mērogā 1:25 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 26.01.2013.)
- TOPO 50K PSRS.** Bijušās PSRS armijas ģenerālštāba 42. gada sistēmas topogrāfisko karšu mozaika mērogā 1:50 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 26.01.2013.)
- TOPO 75K Latvijas laika.** Latvijas armijas galvenā štāba topogrāfisko karšu mozaika mērogā 1:75 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 26.01.2013.)
- Triisberg T., Karofeld E. & Paal J.** 2011. Re-vegetation of block-cut and milled peatlands: an Estonian example. *Mires and Peat* 8: 5-14.
- Tuittila E.-S.** 2000. Restoring vegetation and carbon dynamics in a cut-away peatland. Academic dissertation. Publications in Botany from the University of Helsinki 30. 38 p.
- Upju baseini 1970tie.** LPSR upju baseinu karšu mozaika mērogā 1:100 000. LU ĢZZF WMS. Pieejams: <http://kartes.geo.lu.lv> (Aplūkots 25.01.2013.)
- Vainauska D.** 2005. Gada staipekņa *Lycopodium annotinum* augšana dažādu faktoru ietekmē. 63. LU zinātniskās konferences tēzes.
- Vālranta M., Blundell A., Charman D. J., Karofeld E., Korhola A., Sillasoo Ü. & Tuittila E.-S.** 2012. Reconstructing peatland water tables using transfer functions for plant macrofossils and testate amoebae: A methodological comparison. *Quaternary International* 268: 34-43.
- Vasander H., Tuittila E.-S., Lode E., Lundin L., Ilomets M., Sallantaus T., Heikkilä R., Pitkäinen M.-L. & Laine J.** 2003. Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11: 51-63.
- Velle L. G., Nilsen L. S. & Vandvik V.** 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. *Applied Vegetation Science* 15: 119-128.
- V–TOPO 10K.** Vienkāršotās topogrāfiskās kartes M 1:10000. Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra. Pieejams: <http://kartes.lgia.gov.lv/kartes.html> (Aplūkots 15.01.2013.)
- Weber C. A.** 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoore von Augstmal im Memeldelta mit vergleichenden Ausblicken auf andere Hochmoore der Erde. Verlagsbuchhandlung Paul Parey, Berlin.
- Weckström J., Seppä H. & Korhola A.** 2010. Climatic influence on peatland formation and lateral expansion in sub-arctic Fennoscandia. *Boreas* 39: 761-769.
- Wieder R. K. & Vitt D. H.** 2006. Boreal Peatland Ecosystems. Ecological Studies, Vol. 188. Berlin, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg. 438 p.
- Zelčs V.** 1998a. Viduslatvijas nolaidenums. Latvijas Daba. Rīga. 6. sēj., 70.–71. lpp.
- Zelčs V.** 1998b. Taurkalnes līdzenums. Latvijas Daba. Rīga. 5. sēj., 204.–206. lpp.
- Zelčs V. & Markots A.** 2004. Deglaciation history of Latvia. In: Ehlers J., Gibbard P. L. (Eds.) Quaternary Glaciations – Extent and Chronology of Glaciations. Elsevier, Amsterdam, pp. 225-243.
- Zelčs V., Markots A., Nartišs M. & Saks T.** 2011. Pleistocene Glaciations in Latvia. In: Ehlers J., Gibbard P. L., Huges P. D. (Eds.) Quaternary Glaciations – Extent and Chronology, A closer look. Elsevier, Amsterdam, pp. 221–229.
- Zverev V. E., Zvereva E. L. & Kozlov M. V.** 2008. Slow growth of *Empetrum nigrum* in industrial barrens: combined effect of pollution and age of extant plants. *Environmental Pollution* 156 (2): 454-460.
- Межгосударственный стандарт.** 2006a. ГОСТ 10650-72. Торф. Метод определения степени разложения. Available: <http://www.complexdoc.ru/scan/%D0%93%D0%9E%D0%A1%D0%A2%2010650-72>
- Межгосударственный стандарт.** 2006b. ГОСТ 28245-89. Торф. Метод определения ботанического состава и степени разложения. Available: <http://www.complexdoc.ru/scan/%D0%93%D0%9E%D0%A1%D0%A2%2028245-89>



1. pielikums | Appendix 1

Dabas liegumu Eiropas Savienībā (ES) un Latvijā aizsargājami biotopi Protected habitats of the European Union (EU) and Latvia in Nature Reserves					
ES aizsargājamais biotops Protected habitat of the EU	Latvijas aizsargājamais biotops Protected habitat of Latvia	Platība, ha Area, ha			
		Aizkraukles purvs un meži Aizkraukle Mire and Forests	Aklais purvs Aklais Mire	Melnā ezera purvs Melnais Lake Mire	Rožu purvs Rožu Mire
3160 Distrofi ezeri 3160 Natural dystrophic lakes and ponds	4.3. Distrofi ezeri 4.3. Dystrophic lakes	4	25,6	18,4	
7110* Neskarti augstie purvi 7110* Active raised bogs	-	591,5	480,6	125,1	428,3
7120 Degradēti augstie purvi, kuros iespējama vai noris dabiskā atjaunošanās 7120 Degraded raised bogs still capable of natural rege- neration	-	54,8	4,6	82,7	144,6
7140 Pārejas purvi un slišķšņas 7140 Transition mires and quaking bogs	2.7. Pārejas purvi un slišķšņas 2.7. Transition mires and quaking bogs	87,1	17,2	3,7	68,6
7150 Ieplakas purvos 7150 Depressions on peat substrates of the <i>Rhynchosporion</i>	-	18			0,46
7160 Minerālvielām bagāti avoti un avoksnāji 7160 Fennoscandian mineral rich springs and spring fens	2.6. Minerālvielām bagāti avoti un avo- tu purvi 2.6. Mineral rich springs and spring fens				0,026
9010* Veci vai dabiski boreāli meži 9010* Western taiga	-	12,4	102	5,1	6,7
9020* Veci jaukti platlapju meži 9020* Fennoscandian hemiboreal natural old broad-leaved deciduous forests	1.6. Jaukti platlapju meži 1.6. Mixed broad- leaved forests	135,6	4,3		0,3
9080* Staignāju meži 9080* Fennoscandian deciduous swamp forests	1.15. Melnalkšņu staignāji 1.15. Black alder swamp forests	49,9	84,3		4,8
91D0* Purvaini meži 91D0* Bog woodland	-	400	888,8	31,3	339,9
Kopā Total		1335,3	1607,4	266,3	992,2

2. pielikums | Appendix 2

Aizsargājamas kukaiņu sugas augstā purva biotopos un purva perifērijā 2010. gadā Protected insect species in raised bog habitats and mire periphery in 2010

Suga Species	Purvs Mire			
	Aizkraukles	Aklais	Rožu	Melnā ezera Melnais Lake
Sugas purva biotopos Species in mire habitats				
Raibgalvas purvuspāre Dark whiteface <i>Leucorrhinia albifrons</i> *	+	+	+	+
Spilgtā purvuspāre Yellow-spotted whiteface <i>Leucorrhinia pectoralis</i> **		+	+	+
Sugas purva perifērijas biotopos Species in a periphery of mires				
Vītolu slaidkoksngrauzis Long-horned beetle <i>Necydalis major</i> ***	+	+	+	
Parka vingliemezis Roman snail <i>Helix pomatia</i> *	+			
Marmora rožvabole Scarabaeid beetle <i>Liocola marmorata</i> ***	+			
Mannerheima išspārnis Rove beetle <i>Oxyporus mannerheimii</i> **		+		
Ošu pļavraibenis Scarce fritillary <i>Euphydryas maturna</i> **	+			
Meža sīksamtenis Scarce heath <i>Coenonympha hero</i> *		+		
Gāršas samtenis Woodland brown <i>Lopinga achine</i> *		+		
Zirgskābeņu zilenītis Large copper <i>Lycaena dispar</i> *		+		
Spožā skudra Ant <i>Lasius fuliginosus</i> ***		+		

* ES Biotopu direktīvas suga | EU Habitat directive species,

** ES Biotopu direktīvas un mikroliegumu suga | EU Habitat directive species and microreserve species in Latvia,

*** Latvijā aizsargājama suga | Species protected in Latvia



3. pielikums | Appendix 3

Aizkraukles purva mežos konstatētās sauszemes gliemežu sugas Mollusc species recorded in the forests growing on mineral soil islands of Aizkraukle Mire and in its surroundings

Nr. No	Kārta Order	Dzimta Family	Sugas zinātniskais nosaukums Species name	LSG	ĪAS	MIK	ES	DMB	Sastopamība dabas liegumā Occurrence in Nature Reserve
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Mesogastropoda	Aciculidae	<i>Platyla polita</i>	4	1				3
2	Basommatophora	Ellobiidae	<i>Carychium minimum</i>						3
3			<i>Carychium tridentatum</i>						3
4	Stylommatophora	Succineidae	<i>Succinea oblonga</i>						2
5			<i>Succinea putris</i>						4
6		Cochlicopidae	<i>Cochlicopa lubrica</i>						4
7			<i>Cochlicopa lubricella</i>						1
8		Valloniidae	<i>Vallonia costata</i>						1
9			<i>Acanthinula aculeata</i>						3
10		Vertiginidae	<i>Columella edentula</i>						3
11			<i>Columella aspera</i>						3
12			<i>Vertigo pusilla</i>						3
13			<i>Vertigo antivertigo</i>						1
14			<i>Vertigo substriata</i>						3
15			<i>Vertigo moulinsiana</i>				II		1
16			<i>Vertigo alpestris</i>						1
17		Clausiliidae	<i>Cochlodina laminata</i>						3
18			<i>Cochlodina orthostoma</i>	3	1			IS	1
19			<i>Ruthenica filigrana</i>	3	1			IS	3
20			<i>Macrogastra ventricosa</i>					IS	2
21			<i>Macrogastra plicatula</i>					IS	3
22			<i>Clausilia bidentata</i>	3	1			IS	1
23			<i>Clausilia dubia</i>	3	1			IS	2
24			<i>Clausilia cruciata</i>	3	1	+		IS	1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
25			<i>Clausilia pumila</i>	3	1			IS	2
26			<i>Bulgarica cana</i>	3	1			IS	2
27		Punctidae	<i>Punctum pygmaeum</i>						4
28		Discidae	<i>Discus ruderatus</i>						4
29		Pristilomatidae	<i>Vitrea crystallina</i>						3
30		Euconulidae	<i>Euconulus fulvus</i>						4
31		Gastrdontidae	<i>Zonitoides nitidus</i>						2
32		Oxychilidae	<i>Aegopinella pura</i>						2
33			<i>Aegopinella nitidula</i>	4					1
34			<i>Nesovitrea hammonis</i>						5
35			<i>Nesovitrea petronella</i>						5
36		Vitrinidae	<i>Vitrina pellucida</i>						2
37		Limacidae	<i>Limax cinereoniger</i>		1			IS	1
38		Arionidae	<i>Arion subfuscus</i>						3
39		Bradybaenidae	<i>Fruticicola fruticum</i>						3
40		Hygromiidae	<i>Perforatella bidentata</i>						3
41			<i>Pseudotrachia rubiginosa</i>						1
42		Helicidae	<i>Cepaea hortensis</i>						3
43		Lymnaeidae	<i>Stagnicola</i> sp.						2
44		Sphaeriidae	<i>Sphaerium corneum</i>						2
45			<i>Sphaerium</i> sp.						2

Apzīmējumi | Legend

LSG – Latvijas Sarkanā grāmata | Red Data Book of Latvia (1.-4. kategorija | category 1-4)

ĪAS – Īpaši aizsargājama suga saskaņā ar MK noteikumiem Nr. 396 (14.11.2000.) | Especially protected species – Regulations of the Cabinet of Ministers No. 396 (14.11.2000) (1. vai 2. pielikums | Annex 1 or 2)

MIK – Īpaši aizsargājama suga, kurai veidojams mikroliējums saskaņā ar MK noteikumiem Nr. 45 (30.01.2001.) | Especially protected species – Regulations of the Cabinet of Ministers No. 45 (30.01.2001)

ES – Eiropas Padomes direktīvas Sugu un biotopu direktīva no 1992. g. 21. maija | Species and Habitat Directive of the European Council 92/43/EEC (21.05.1992) (direktīvas pielikuma Nr. vai Putnu direktīvas 1. pielikuma putnu suga | number of Annex or Birds Directive Annex I bird species)

DMB – Dabiskie meža biotopi | Woodland key habitats (Suško 1997, Ek et al. 1998) (IS – indikatorsuga | indicatorspecies; BSS – biotopu speciālā suga | habitat specialist)

Sastopamība dabas liegumā | Occurrence in Nature Reserve (1 – nedaudz, reti | rarely; 2 – vietām, nereti | seldom; 3 – diezgan bieži | occasionally; 4 – bieži | often; 5 – ļoti bieži | very often)

4. pielikums | Appendix 4

Purvu aizsardzībai veidoto dabas liegumu zīdītājdzīvnieku fauna Mammal fauna in Nature Reserves established for mire protection

Nr. No	Sugas zinātniskais nosaukums Scientific species name	LSG	ĪAS	ES	Aizkraukles purvs un meži Aizkraukle Mire and Forests	Aklais purvs Aklais Mire	Cena s purvs Cena Mire	Klāņu purvs Klāņi Mire	Melnā ezera purvs Melnais Lake Mire	Rožu purvs Rožu Mire	Stiklu purvs Stiklu Mire	Vesetas palienes purvs Veseta Floodplain Mire
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	<i>Erinaceus concolor</i>				v	v				v	(x)	
2	<i>Talpa europaea</i>				x	(x)		x		(x)	x	x
3	<i>Sorex areanus*</i>				x	(x)	x	x	(x)	(x)	x	(x)
4	<i>Sorex minutus*</i>				x	(x)	x	x	(x)	(x)	(x)	(x)
5	<i>Neomys fodiens*</i>	4			x	(x)	v	x	v	(x)	x	(x)
6	<i>Myotis daubentoni</i>		1	IV		v	v	v	x	(x)	v	x
7	<i>Myotis dasycneme</i>	2	1	II, IV		v					v	
8	<i>Nyctalus noctula</i>		1	IV	v	v	v	v		v	v	v
9	<i>Pipistrellus nathusii</i>		1	IV	v	x	v	v		v	x	x
10	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3	1	IV	v	v		v			v	
11	<i>Eptesicus nilsoni</i>		1	IV	(x)	x	x	x	x	x	x	x
12	<i>Plecotus auritus</i>		1	IV	v	v	v	v	v		(x)	x
13	<i>Lepus europaeus*</i>				(x)	(x)		(x)	v		(x)	(x)
14	<i>Lepus timidus*</i>		2	V	(x)	(x)		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
15	<i>Sciurus vulgaris</i>				(x)	(x)	(x)	x	x	x	(x)	(x)
16	<i>Castor fiber*</i>				x	x	x	x	x	x	x	x
17	<i>Muscardinus avellanarius</i>	3	1	IV		x				x	v	
18	<i>Apodemus agrarius*</i>				x	(x)	(x)	(x)	x	(x)	(x)	(x)
19	<i>Apodemus flavicollis</i>				x	(x)	(x)	x	x	x	x	(x)
20	<i>Apodemus uralensis</i>				v						v	
21	<i>Myodes glareolus*</i>				x	(x)	x	x	x	x	x	(x)
22	<i>Microtus agrestis*</i>				v	v	v	v	v	v	v	v
23	<i>Microtus arvalis*</i>				x	v	x	x	v	(x)	x	v
24	<i>Arvicola terrestris*</i>				(x)	(x)	v	v	(x)	(x)	x	(x)
25	<i>Ondatra zibethica</i>										(x)	
26	<i>Micromys minutus</i>				x	(x)	v	v	v	(x)	(x)	v
27	<i>Mus musculus</i>										(x)	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
28	<i>Rattus norvegicus</i>				v	v				v	v	
29	<i>Rattus rattus</i>				v	v				v	v	
30	<i>Sicista betulina</i> *	3	1	IV	v	v	v	v	v	v	v	v
31	<i>Ursus arctos</i> *	3	1	II, IV		x						
32	<i>Canis lupus</i> *		2	II, IV, V	x	x	x	(x)	x	x	x	(x)
33	<i>Vulpes vulpes</i>				x	x	(x)	(x)	x	x	(x)	(x)
34	<i>Nyctereutes procyonoides</i> *				x	(x)	(x)	(x)	x	x	(x)	(x)
35	<i>Mustela erminea</i>				(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
36	<i>Mustela nivalis</i>				(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
37	<i>Mustela vison</i>				(x)	x	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	x
38	<i>Mustela putorius</i>		2	V	v	v	(x)	v	v	v	(x)	v
39	<i>Martes foina</i>	4									v	
40	<i>Martes martes</i>		2	V	x	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
41	<i>Meles meles</i>				x	x		(x)		x	(x)	(x)
42	<i>Lutra lutra</i>	4	1	II, IV	x	v		x		v	(x)	x
43	<i>Felis lynx</i>		2	II, IV	x	x	(x)	(x)	v	x	x	x
44	<i>Sus scrofa</i>				x	x	x	x	x	x	x	x
45	<i>Cervus elaphus</i>				x	x	x	x	x	x	x	(x)
46	<i>Alces alces</i> *				x	x	x	x	x	x	x	x
47	<i>Capreolus capreolus</i> *				x	x	x	x	x	x	x	x

Apzīmējumi | Legend

LSG – Latvijas Sarkanā grāmata | Red Data Book of Latvia (1.-4. kategorija | category 1-4)

ĪAS – Īpaši aizsargājama suga saskaņā ar MK noteikumiem Nr. 396 (14.11.2000.) | Especially protected species – Regulations of the Cabinet of Ministers No. 396 (14.11.2000) (1. vai 2. pielikums | Annex 1 or 2)

ES – Eiropas Padomes direktīvas Sugu un biotopu direktīva no 1992. g. 21. maija | Species and Habitat Directive of the European Council 92/43/EEC (21.05.1992) (direktīvas pielikuma Nr. vai Putnu direktīvas 1. pielikuma putnu suga | number of Annex or Birds Directive Annex I bird species)

* – suga salīdzinoši regulāri sastopama purvu biotopos | abundant species in mire habitats

x – suga konstatēta | species was found

(x) – suga ticami sastopama (Latvijā parasta sugas, kas vienmēr sastopama piemērotos biotopos) | species most likely can be found (common species in proper habitats in Latvia)

v – iespējami sastopama suga (Latvijā mazpētīta suga, kas, iespējams, ir samērā plaši izplatīta, vai arī Latvijā parasta suga, kurai DL teritorijā nav tās pamatbiotops) | high possibility to found species (less studied species with probably wide distribution or common species in Latvia but having not proper habitats in studied Nature Reserves)

5. pielikums | Appendix 5

Četros LIFE projektā „Augstie purvi” iekļautajos dabas liegumos konstatēto īpaši aizsargājamo putnu sugu un populāciju lieluma vērtējumi

List of specially protected bird species and their population size estimates in the four LIFE project Nature Reserves

Nr. No	Latviskais sugas nosaukums Latvian species name	Angliskais sugas nosaukums English species name	Zinātniskais sugas nosaukums Scientific species name	Melnā ezera purvs Melns Lake Mire	Rožu purvs Rožu Mire	Aklais purvs Aklais Mire	Aizkraukles purvs un meži Aizkraukle Mire and Forests	Kopā (tikai pāri vai ♂♂) Total (only p. or ♂♂)
1	2	3	4	5	6	7	8	9
1.	Mežzirbe	Hazel Grouse	<i>Bonasa bonasia</i>		1–3 pāri p.	15–30 pāri p.	10–15 pāri p.	26–48 pāri p.
2.	Rubenis	Black Grouse	<i>Tetrao tetrix</i>	0–5 ♂♂	4–7 ♂♂	5–15 ♂♂	1–10 ♂♂	10–32 ♂♂
3.	Mednis	Western Capercaillie	<i>Tetrao urogallus</i>	0–1 īp. ind.	0–2 ♂♂	5–15 ♂♂	0–1 īp. ind.	5–17 ♂♂
4.	Ziemeļu gulbis	Whooper Swan	<i>Cygnus cygnus</i>	0–2 īp. ind.		0–4 īp. ind.		
5.	Mazā gaura	Smew	<i>Mergellus albellus</i>	0–1 īp. ind.				
6.	Melnkakla gārgale	Arctic Loon	<i>Gavia arctica</i>			0–1 īp. ind.		
7.	Melnais stārķis	Black Stork	<i>Ciconia nigra</i>		0–1 pāris p.	0–1 pāris p.	0–1 pāris p.	0–3 pāri p.
8.	Lielais dumpis	Great Bittern	<i>Botaurus stellaris</i>	0–1 pāris p.				0–1 pāris p.
9.	Zivjērglis	Osprey	<i>Pandion haliaetus</i>	0–1 īp. ind.	1–3 pāri p.	1–3 pāri p.	1–2 pāri p.	3–8 pāri p.
10.	Ķīķis	European Honey Buzzard	<i>Pernis apivorus</i>			1–3 pāri p.	1–3 pāri p.	2–6 pāri p.
11.	Melnā klijā	Black Kite	<i>Milvus migrans</i>	0–1 īp. ind.				
12.	Jūras ērglis	White-tailed Eagle	<i>Haliaeetus albicilla</i>			0–1 pāris p.	0–1 īp. ind.	0–1 pāris p.
13.	Niedru lija	Marsh Harrier	<i>Circus aeruginosus</i>	0–1 pāris p.	0–1 pāris p.		0–2 pāri p.	0–4 pāri p.
14.	Mazais ērglis	Lesser Spotted Eagle	<i>Aquila pomarina</i>		0–1 pāris p.		0–2 pāri p.	0–3 pāri p.
15.	Mazais ormanītis	Little Crane	<i>Porzana parva</i>	0–1 īp. ind.				
16.	Ormanītis	Spotted Crane	<i>Porzana porzana</i>	0–1 īp. ind.				

1	2	3	4	5	6	7	8	9
17.	Dzērve	Common Crane	<i>Grus grus</i>	5–8 pāri p.	5–7 pāri p.	8–14 pāri p.	5–10 pāri p.	23–39 pāri p.
18.	Dzeltenais tārtiņš	Golden Plover	<i>Pluvialis apricaria</i>		4–6 pāri p.	2 pāri p.	5–8 pāri p.	11–16 pāri p.
19.	Purva tilbite	Wood Sandpiper	<i>Tringa glareola</i>	4–8 pāri p.	5–7 pāri p.		6–8 pāri p.	15–23 pāri p.
20.	Gugatnis	Ruff	<i>Philomachus pugnax</i>	10–15 īp. ind.				
21.	Ūpis	Eurasian Eagle-owl	<i>Bubo bubo</i>	1 pāris p.				1 pāris p.
22.	Urālpūce	Ural Owl	<i>Strix uralensis</i>			3–5 pāri p.	3–5 pāri p.	6–10 pāri p.
23.	Apodziņš	Eurasian Pygmy-owl	<i>Glaucidium passerinum</i>			0–5 pāri p.	0–3 pāri p.	0–8 pāri p.
24.	Bikšainais apogs	Boreal Owl	<i>Aegolius funereus</i>			1–3 pāri p.		1–3 pāri p.
25.	Vakarlēpis	Eurasian Nightjar	<i>Caprimulgus europaeus</i>	1–3 pāri p.		10–30 pāri p.	5–20 pāri p.	16–53 pāri p.
26.	Vidējais dzenis	Middle Spotted Woodpecker	<i>Dendrocopos medius</i>				5–10 pāri p.	5–10 pāri p.
27.	Baltmuguras dzenis	White-backed Woodpecker	<i>Dendrocopos leucotos</i>		0–2 pāri p.	1–3 pāri p.	3–6 pāri p.	4–11 pāri p.
28.	Trīspirkstu dzenis	Eurasian Three-toed Woodpecker	<i>Picoides tridactylus</i>		0–1 pāris p.	3–5 pāri p.	3–6 pāri p.	6–12 pāri p.
29.	Melnā dzilna	Black Woodpecker	<i>Dryocopus martius</i>	0–1 pāris p.	0–2 pāri p.	4–6 pāri p.	3–5 pāri p.	7–14 pāri p.
30.	Pelēkā dzilna	Grey-faced Woodpecker	<i>Picus canus</i>			1–3 pāri p.	2–4 pāri p.	
31.	Brūnā čakste	Red-backed Shrike	<i>Lanius collurio</i>	1–3 pāri p.		1–5 pāri p.		2–8 pāri p.
32.	Sila cīrulis	Wood Lark	<i>Lullula arborea</i>	0–2 pāri p.	0–2 pāri p.	1–5 pāri p.		1–9 pāri p.
33.	Mazais mušķērājs	Red-breasted Flycatcher	<i>Ficedula parva</i>		1–2 pāri p.	15–30 pāri p.	15–30 pāri p.	31–62 pāri p.
Kopējais sugu skaits Total number of species				18	15	22	21	