



Pārskats par pētījuma

(Līgums Nr. L-KC-11-0004)

Metodes un tehnoloģijas meža kapitālvērtības palielināšanai

virziena

**Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi un bioloģisko
daudzveidību izpēte**

ceturtā etapa darba uzdevumu izpildi

Virziena vadītāja _____ Zane Lībiete

2014.gada decembris

Kopsavilkums

Pētījuma ceturtajā etapā turpināti iepriekšējos etapos uzsāktie pētījumi saistībā ar mežsaimniecisko darbību ietekmi uz vidi. Turpināta ūdens un nobiru paraugu ievākšana un analīze trijos objektos, kur tiek vērtēta kailcirtes ietekme uz biogēno elementu apriti un aizsargjoslu efekts. 2014.gadā šajos objektos veikta arī atkārtota zemsedzes veģetācijas uzskaite un rezultātu analīze.

2014.gadā apsekoti 20 izcirtumi valsts mežos, kur pirmo reizi novērtēta epifītisko sūnu un ķērpju sugu sastopamība, veikta ievāktu datu apkopošana un sākotnējā analīze.

Uzsākts darbs pie mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas izstrādes, sniegts īss monitoringa sistēmas izstrādes teorētiskais pamatojums. Izvērtēta MSI parauglaukumos uzmērīto rādītāju piemērotība mežsaimniecisko darbību ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam.

Sagatavots pārskats par normatīvos (Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā, Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs, Aizsargjoslu likums) definēto vispārējo dabas aizsardzības prasību atbilstību atsevišķu dzīvo organismu grupu vides prasībām (meža gliemeži, sēnes, sūnas un ķērpji, kukaiņi).

2013.gada pavasarī ierīkotajā pētījuma objektā, kur tiek pārbaudīta filtrācijas lauka efektivitāte ūdens kvalitātes kontekstā pēc meža meliorācijas sistēmu renovācijas, ievākti un analizēti gruntsūdens un grāvju ūdens paraugi pirmajā gadā pēc meliorācijas sistēmas renovācijas, izvērtēti pirmie rezultāti.

2014.gadā trešo (pēdējo) gadu pēc kārtas ievākti ūdens paraugi un veikti uzmērījumi objektos, kur tika pārbaudīta sedimentācijas dīķu efektivitāte ūdens kvalitātes kontekstā, veikta iegūto rezultātu analīze un izdarīti secinājumi par šīs metodes pielietojanu Latvijas apstākļos.

Pilnveidota erozijas draudu novērtēšanas metodika un sagatavotas vadlīnijas programmu WEPP un GeoWEPP pielietojanai.

Pārskatu sagatavoja Zane Lībiete, Jānis Donis, Linda Gerra-Inohosa, Sigita Mūrniece un Toms Zālītis; normatīvo aktu izvērtējumu saistībā ar meža gliemežu, sēņu, epifītisko sūnu un ķērpju, kā arī kukaiņu vides prasību nodrošinājumu veica Digna Pilāte, Natālija Arhipova, Lauma Brūna, Linda Gerra-Inohosa un Arvīds Barševskis.

Pārskats sagatavots uz 236 lappusēm, ar 36 tabulām un 100 attēliem.

Saturs

Kopsavilkums	2
Projekta virziena darba uzdevumi un to izpildes grafiks	5
1. Aizsargjoslu efektivitātes novērtējums un vielu aprīte pēc kailcirtes	7
1.1. Objekti.....	7
1.2. Metodika	8
1.2.1. Ūdens.....	8
1.2.2. Nobiras.....	10
1.2.3. Zemsedzes augi un sūnas.....	10
1.3. 2014.gada rezultāti	12
1.3.1. Augsnes ūdens	12
1.3.2. Aizsargjoslas	31
1.3.3. Nokrišņi.....	44
1.3.4. Gruntsūdens, upes ūdens, avota ūdens, pazemes spiedes ūdens	49
1.3.5. Nobiras.....	59
1.3.6. Zemsedzes augi un sūnas.....	67
Secinājumi.....	84
Literatūra	85
2. Ekoloģisko koku saglabāšanas ietekme uz vidi	87
2.1. Ekoloģisko koku raksturojums	87
2.2. Epifītisko sugu raksturojums	88
2.3. Dabisko mežu biotopu indikatoru sugas.....	89
Secinājumi.....	90
Kopīgie secinājumi par ekoloģisko koku ietekmi uz vidi.....	90
3. Uz empīrisko mērījumu rezultātiem balstītas mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas izstrāde un aprobācija	93
3.1. MSI inventarizācijas procesā iegūto rādītāju piemērotība mežsaimnieciskās darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam.....	93
Ievads	93
3.1.1. MSI parauglaukumos uzmērīto rādītāju statistisko lielumu aprēķināšana, un to izmantošanas iespējas darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam	94
3.1.2. Metodoloģiskās vadlīnijas monitoringa programmas derīguma un statistiskās ticamības novērtējumam	102
3.1.3. Priekšlikumi mežsaimnieciskās darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringa (uzskaites) metodēm	105
3.2. Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas izveides teorētiskais pamatojums	119
Literatūra	122
4. Vispārējo dabas aizsardzības prasību efektivitātes izvērtējums	123
4.1. Gliemeži	123
4.1.1. Meža gliemežu vides prasības	123
4.1.2. Spēkā esošo normatīvo aktu izvērtējums	127
Literatūra	133
4.2. Sēnes.....	137
4.2.1. Sēnes meža ekosistēmā un tās ietekmējošie faktori	137
4.2.2. Likumi piepju sugām nepieciešamo biotopu aizsardzībai	140
Literatūra	143

4.3. Epifitiskās sūnas un ķērpji.....	144
4.3.1. Saglabājamo struktūru nozīme apsaimniekotos mežos.....	144
4.3.2. Kopsavilkums ar dabas aizsardzības noteikumiem, kas varētu ietekmēt sūnu un ķērpju floru	152
Literatūra	153
4.4. Kukaiņi.....	156
4.4.1.Saproksilofītās sugas.....	156
4.4.2.Celmi un atcelmošana	175
4.4.3. Spēkā esošo normatīvo aktu izvērtējums	178
Secinājumi.....	185
Kopsavilkums par vispārējo dabas aizsardzības prasību efektivitāti	186
5. Preventīvo pasākumu – filtrācijas platību pirms meliorācijas sistēmas ievadīšanas ūdenstecē efekta novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā	190
Ievads	190
5.1. Pētījuma objekti un metodika.....	191
5.1.1. Pētījuma objektu izvēle un dizains	191
5.1.2. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika	192
5.1.3. Ūdens ķīmiskais sastāvs.....	192
5.2. Rezultāti	193
Secinājumi.....	200
Literatūra	200
6. Preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā	201
6.1. Objekti un mērījumi	201
6.2.Rezultāti.....	202
Secinājumi.....	209
Ieteikumi	209
7. Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze.....	211
7.1. Principi meža zonējuma izstrādei erozijas draudu novērtējumam.....	211
7.2. Augsnes ūdens erozijas modelēšana, izmantojot datorprogrammu WEPP, balstot to uz pielāgotiem Latvijas meteoroloģiskajiem datiem, reljefa un augšnes datiem.....	212
7.2.1. Datorprogrammas WEPP vispārējs apraksts.....	212
7.2.2. Ilglaicīgo meteoroloģisko datu ieguve no Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra un statistisko datu aprēķināšana izmantojot vispārpieņemtas kvantitatīvās statistiskās metodes.....	213
7.3. Erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšana un ArcGIS rīka apraksts	213
7.3.1. Erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšana	213
7.3.2. Ūdens erozijas novērtēšanas rīka WEPP vadlīnijas	218
7.3.3. Ūdens erozijas novērtēšanas rīka GeoWEPP vadlīnijas	225
Literatūra	232
7.4. Modelētās un dabā konstatētās erozijas novērtējums modeļteritorijās.....	232
7.4.1. Objektu apsekojuma rezultāti.....	232
7.4.2. Modelētie erozijas apjomi.....	234
7.4.3. Secinājumi	236

Projekta virziena darba uzdevumi un to izpildes grafiks

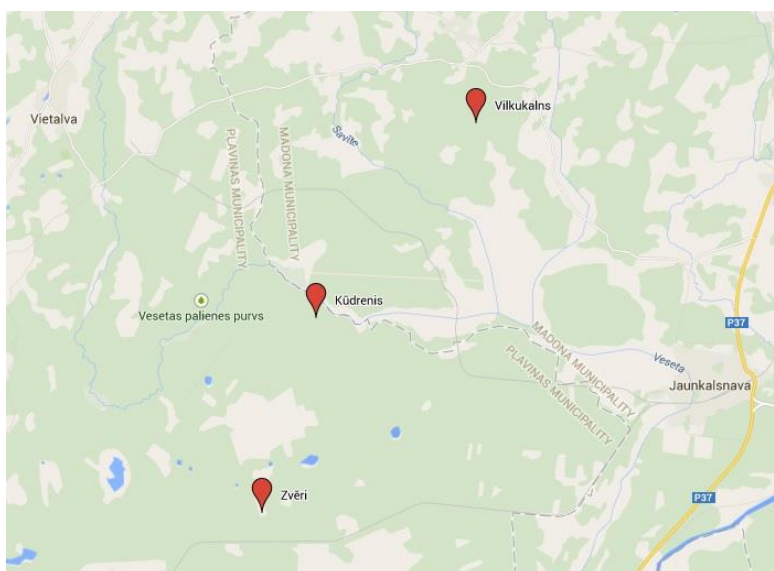
Darba uzdevums	2011	2012	2013	2014	2015	Statuss
Pārskata sagatavošana par mežsaimniecisko darbību iespējamo ietekmi uz vidi un iespējām to mazināt	X					Paveikts
Ietekmes uz vidi, t.sk. bioloģisko daudzveidību, novērtējuma indikatoru sistēmas apraksts un izvērtējums	X					Paveikts
Metodikas izstrādāšana empīrisko datu ieguvei par augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņām mežsaimniecisko darbību rezultātā	X					Paveikts
Metodikas izstrādāšana aizsargjoslu (meža aizsargzonu) ap dabiskajām ūdenstecēm/tilpēm efektivitātes novērtējumam	X					Paveikts
Metodikas izstrādāšana preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju konfigurācijas izmaiņu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā	X					Paveikts
Metodikas izstrādāšana un precizēšana augsnes un vēja erozijas potenciāla aprēķināšanai (Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze)	X		X	X		Paveikts
Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze		X	X	X		Paveikts
Mežizstrādes atlieku izvākšanas ietekmes uz vidi izvērtējums				X		Paveikts
Parauglaukumu ierīkošana augsnes sablīvēšanās izmaiņu novērtēšanai			X			Paveikts
Parauglaukumu ierīkošana un aprīkošana aizsargjoslu efektivitātes novērtējumam	X	X				Paveikts
Parauglaukumu pārmērīšana aizsargājamo biotopu apsaimniekošanas (buferzonu saglabāšanas ap staignāju mežiem) efektivitātes novērtēšanai	X					Paveikts
Empīrisko datu ievākšana augsnes struktūras un kvalitātes izmaiņu parauglaukumos (augšņu sablīvējuma novērtējums un kokaudzes dabiskās atjaunošanās rādītāji)			X			Paveikts
Empīrisko datu ievākšana un analīze aizsargjoslu efektivitātes novērtēšanas parauglaukumos (infiltrējošā ūdens kvantitātes mērījumi, gruntsūdens kvalitātes analīzes, kokaudzes parametri, zemsedzes augu veģetācija, nobīras)		X	X	X	X	Turpinās 2015.gadā

Darba uzdevums	2011	2012	2013	2014	2015	Statuss
Empīrisku datu ievākšana meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju konfigurācijas izmaiņu efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā		X	X	X		Paveikts
Empīrisku datu ievākšana preventīvo pasākumu – filtrācijas platību pirms meliorācijas sistēmas ievadīšanas ūdenstecē efekta ietekmes novērtējumam ūdens kvalitātes kontekstā			X	X		Tiks turpināts 2015. gadā
Uz empīrisku mērījumu rezultātiem balstītas mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas izstrāde un aprobācija				X	X	Turpinās 2015.gadā
Ekoloģisko koku ietekme uz vidi – empīrisku datu ievākšana un izvērtējums			X			Paveikts
Vispārējo dabas aizsardzības prasību efektivitātes izvērtējums				X		Paveikts
Informatīvi izglītojoša materiāla sagatavošana par mežsaimniecības ietekmes uz vidi mazināšanu un meža vides monitoringu					X	Plānots 2015.gadā
Mācību programmas izstrāde meža apsaimniekotāju 15 stundu apmācībai projekta rezultātu pielietošanai					X	Plānots 2015.gadā

1. Aizsargjoslu efektivitātes novērtējums un vielu aprīte pēc kailcirtes

1.1. Objekti

Pētījuma vajadzībām 2011.gadā tika ierīkoti trīs objekti Zinātniskās izpētes mežu Kalsnavas meža novadā dažādas auglības meža tipos: lānā, objekts Zvēri; damaksnī, objekts Vilkukalns; un platlapju kūdrenī, objekts Kūdrenis (Attēls 1 un Tabula 1.). Objekts lānā pārstāv oligomezotrofās augsnes, objekts damaksnī – mezotrofās un objekts platlapju kūdrenī – eitrofās augsnes. Objekti lānā un damaksnī ir ar izteiktu zemes virsmas slīpumu, bet objekts platlapju kūdrenī – ar nelielu zemes virsmas slīpumu. Damaksnī un platlapju kūdrenī ierīkotajos objektos nogāzes lejasdaļā atrodas ūdensteces – attiecīgi, strauts un grāvis.



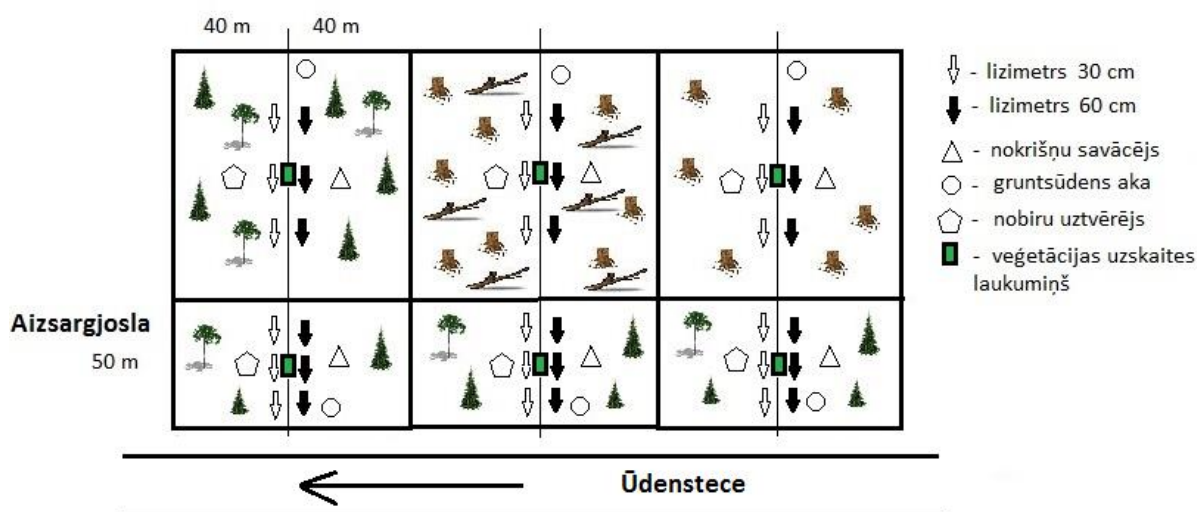
Attēls 1. Pētījuma objektu ģeogrāfiskā atrašanās vieta

Tabula 1.

Pētījuma objektu raksturojums

Objekts	Kv., nog.	Meža tips	Bonitāte	Valdošā suga	Valdošās sugas D, cm	Valdošās sugas H, m	Sastāva formula	Krāja, m ³ ha ⁻¹
Vilkukalns	15.kv., 1.nog.	Dm	I	Priede	33,8	30,9	10P115	541,3
Kūdrenis	96.kv., 10., 11.nog.	Kp	II	Egle	31,4	24,5	5E5B93	315,0
Zvēri	180.kv., 8., 12.nog.	Ln	II	Priede	31,1	25,5	10P81	270,9

Katrā pētījumu objektā paralēli nogāzes slīpumam nospraustas 3 vienāda platuma slejas (80 m), no kurām vienā 2012./2013.gada ziemā veikta kailcirte, izvēcot arī ciršanas atliekas (turpmāk tekstā variants VB), otrā izvēkti tikai stumbri (turpmāk tekstā variants SB), trešā josla ir kontroles platība (turpmāk tekstā variants K). Visos objektos lejasdaļā atstāta 30-50 m plata aizsargjosla, kur ciršana netika veikta (Attēls 2).



Attēls 2. Pētījuma objektu vispārīgā shēma (A-aizsargjosla, VB - kailcirte ar visas biomasas izvākšanu, SB - kailcirte ar stumbra biomasas izvākšanu, K- kontrole)

Infiltrējošā ūdens kvantitātes un kvalitātes mērījumiem katrā slejā nogāzes garumā ierīkoti spiediena lizimetri augsnes ūdens paraugu ievākšanai pēc sekojoša principa: seši vienmērīgi izvietoti lizimetri tajā slejas daļā, kur veikta ciršana, seši vienmērīgi izvietoti lizimetri aizsargjoslā. Lizimetru dziļums – 30 cm un 60 cm. Atšķirīga dziļuma lizimetri izvietoti pa divi kopā, to atrašanās vieta marķēta ar metāla stieni. Lizimetrs sastāv no poraina, keramiska materiāla uzgaļa, cilindriskā rezervuāra parauga uzkrāšanai un gumijas korķa ar caurulīti vakuuma radīšanai un parauga izsūkņēšanai.

Katrā slejā uzstādīti divi nokrišņu savācēji ar uztverošo laukumu 500 cm² (pa vienam nogāzes augšdaļā un apakšdaļā). Katrā objektā ir uzstādīti seši nobiru uztvērēji ar fiksētu uztverošo virsmu (0.25 m² katrs). Visos trijos objektos nogāzes augšdaļā un lejasdaļā atrodas arī gruntsūdens novērošanas akas, kas ierīkotas 2006.gadā (Indriksons, 2006). Objektā Vilkukalns gruntsūdens aku novietojums atbilst vispārīgajai shēmai, tomēr kontroles joslas augšdaļā ierīkotā aka ir pārāk sekla, un no tās nav iespējams iegūt gruntsūdens paraugus. Nogabala un cirsmu konfigurācijas dēļ objektā Kūdrenis neviena no gruntsūdens akām neatrodas izcirtumā, bet gan mežā nogāzes augšdaļā. Objektā Zvēri ir piecas gruntsūdens akas, akas trūkst vidējās slejas augšdaļā, izcirtumā, kur izvēkta stumbru biomasu.

1.2. Metodika

1.2.1. Ūdens

Paraugu ievākšana, uzglabāšana un analīzes veiktas saskaņā ar starptautiski pieņemtu metodiku (ICP Forests Manual 2010). Ūdens paraugu ņemšana 2014.gadā tika uzsākta aprīlī un veikta reizi divās nedēļās līdz novembrim. Oktobra otrajā pusē objektos veikta augsnes sagatavošana, tādēļ

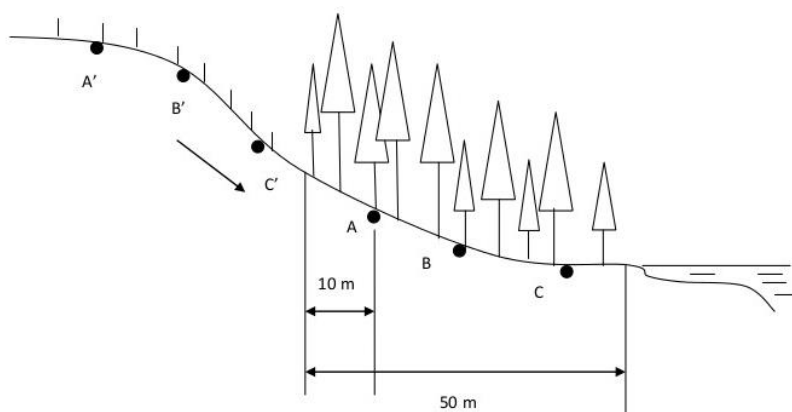
pēdējais paraugs, kas ņemts oktobra beigās, analizēts tsevišķi no pārējiem, un šie dati šajā pārskatā nav iekļauti. Ūdens paraugi no lizimetriem tika izsūkņēti ar rokas sūkni. Atsūkņējot lizimetrus, tika uzskaitīts katra lizimetra ūdens tilpums, tā iegūstot kalendārā mēneša faktiskos augšnes ūdens tilpumus attiecīgajos augšnes slāņos. Dažkārt meteoroloģisku apstākļu dēļ paraugu daudzums kādā no slāņiem ķīmisko analīžu veikšanai nebija pietiekams, tāpēc tika apvienoti vairāku mēnešu paraugi. Ievāktie paraugi aukstuma kastē transportēti uz LVMI „Silava” Meža vides laboratoriju, paraugi netika uzglabāti ilgāk par 2 mēnešiem. Paraugu konservēšanai izmantots atdzesēšanas paņēmieni no 1°C līdz 5°C atbilstoši LVS EN ISO 5667-3:2004 standartam. Nokrišņu ūdens paraugi no nokrišņu savācējiem tika ievākti reizē ar augšnes ūdens paraugu ņemšanu no lizimetriem. Katrā nokrišņu savācējā tika izmērīts nokrišņu ūdens tilpums (mL) un 1000 mL ūdens nogādāti LVMI Silava Meža vides laboratorijā analīzēm. Pēc paraugu nogādāšanas laboratorijā, izveidots katra objekta mēneša vidējais paraugs proporcionāli nokrišņu daudzumam. Gruntsūdeņu paraugi tika ievākti ar īpaši šim nolūkam konstruētu nerūsējošā tērauda smeļamo trauku, katrā reizē paņemot 750-1000 mL ūdens no katras akas. Visi ūdens paraugi tika iepildīti plastmasas pudelēs un aukstumkastēs transportēti uz laboratoriju.

Ūdens paraugos noteikti šādi ķīmiskie parametri: N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N_{kop} , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} saturs, pH. Analīzes veiktas, savācot 320 mL parauga; gadījumā, ja sasniegts parauga maksimālais uzglabāšanas laiks – 2 mēneši, analīzes veic prioritārā secībā neatkarīgi no tā, vai savāki 320 mL.

Ūdens paraugu pH noteikts atbilstoši LVS ISO 10523 standartam. Kalcija (Ca^{2+}) un magnija (Mg^{2+}) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K^+) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam. Amonija jonu (N-NH_4^+) saturs ūdens paraugos noteikts atbilstoši LVS ISO 7150/1:1984 standartam, izmantojot spektrofotometrisko metodi. Nitrātu jonu (N-NO_3^-) saturs noteikts, izmantojot Machenery Nagel PF11 fotometru un nitrātu noteikšanas testa komplektu Visocolor ECO 5-41. Fosfātjonu (P-PO_4^{3-}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi. Kopējais slāpekļa ($\text{N}_{\text{kop.}}$) saturs noteikts atbilstoši LVS EN 12260 standartam, metodes pamatā ir saistītā slāpekļa oksidēšana līdz slāpekļa oksīdiem un infrasarkanā detektēšana.

Augsnes ūdens paraugos salīdzinātas barības vielu koncentrāciju vidējās vērtības 2012., 2013. un 2014.gada novērojumu periodā. Analizētas biogēno elementu koncentrāciju atšķirības tajās gruntsūdens akās, kur aku izvietojuma dēļ ir lietderīgi to darīt, respektīvi, atšķirības starp izcirtumu ar visas biomasas izvākšanu un izcirtumu ar stumbra biomasas izvākšanu objektā Vilkukalns un izcirtumu ar visas biomasas izvākšanu un kontroles platību objektā Zvēri.

Aizsargjoslas efektivitāte analizēta, salīdzinot biogēno elementu koncentrāciju atšķirības izcirtumā un dažādos attālumos no izcirtuma malas, ņemot vērā references perioda un iepriekšējā gada datus. Pirmais lizimetru pāris (A) katrā objektā atrodas 10 m no izcirtuma malas (Attēls 3), tātad no informācijas, ko iegūst par vielu koncentrācijas atšķirībām starp šo un nākamo punktu aizsargjoslā, iespējams izdarīt secinājumus par 10 m platas aizsargjoslas efektivitāti. Lai secinājumi būtu pamatoti, salīdzinājums veikts ne vien saimnieciskās darbības ietekmētajā objekta daļā, bet arī kontroles platībā.



Attēls 3. Lizimetru izvietojums aizsargjoslā

Datu atbilstība normālajam sadalījumam pārbaudīta ar Kolmogorova-Smirnova testu, atšķirību būtiskums starp gradācijas klasēm pārbaudīts ar Manna-Vitneja testu. Datu statistiskā analīze veikta datorprogrammā IBM SPSS Statistics 20.

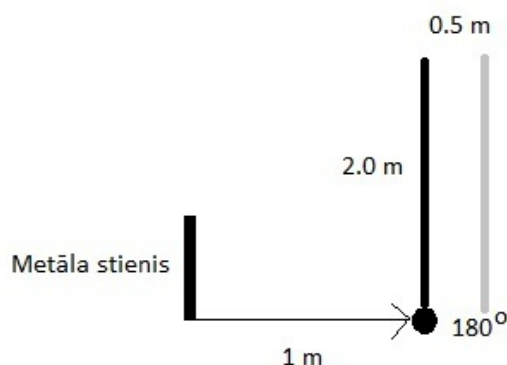
1.2.2. Nobiras

Nobiru paraugu ievākšanai katrā pētījuma objektā uzstādīti seši nobiru uztvērēji ar uzverošo virsmu 0.25 m² katrs. Nobiru paraugi no nobiru uztvērējiem ņemti reizi mēnesī, transportēti uz laboratoriju, nosvērti, žāvēti, šķiroti sekojošās frakcijās: 1) zari, mizas, 2) valdošās koku sugas skujas vai lapas, 3) citu koku sugu skujas vai lapas, 4) augļi, 5) citas nobiras. Nobiru paraugos pa frakcijām noteikti sekojoši ķīmiskie parametri: kopējais N, kopējais P, kopējais K, kopējais Ca, kopējais Mg.

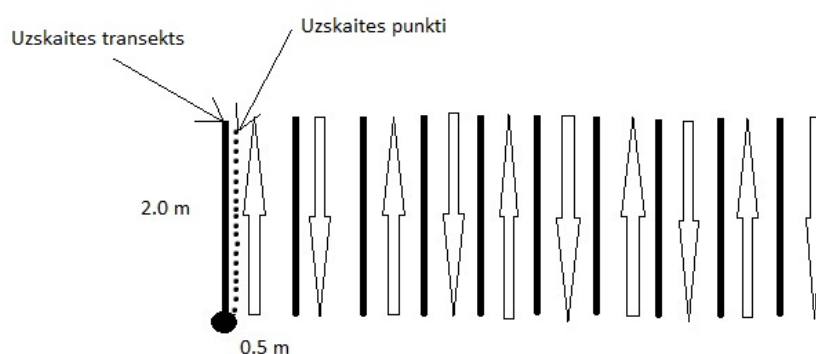
Kopējais N noteikts izmantojot Kjeldāla metodi, atbilstoši LVS ISO 11261 standartam. Paraugu sagatavošana K, Ca, Mg un kopējā P noteikšanai notiek atbilstoši standartam ISO 11466. Kalcija (Ca²⁺) un magnija (Mg²⁺) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K⁺) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam., savukārt kopējā fosfora (P_{kop.}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi.

1.2.3. Zemsedzes augi un sūnas

Pirmā zemsedzes augu un sūnu uzskaitē tika veikta 2012.gada 8.un 9.augustā pirms saimnieciskās darbības veikšanas, atkārtota uzskaitē - 2014. gada 28. un 31. jūlijā otrajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas. Uzskaitē katrā no trim objektiem tika veikta sešos ar virzienu un attālumu vidējo lizimetru pāri nogāzes augšdaļā un lejasdaļā marķējošajam metāla stienim piesaistītos laukumiņos, izmantojot punktu metodi. Katrā laukumiņā tika izdarīti divi simti 1mm biezās adatas dūrieni ik pa 10 cm desmit 2 metrus garos, paralēlos transektos, reģistrējot visas augu un sūnu sugas, kas pieskaras adatai. (Attēls 2, Attēls 4, Attēls 5Error! Reference source not found.)



Attēls 4. Veģetācijas uzskaites laukumiņa uzskaites piesaistes piemērs objektā Vilkukalns



Attēls 5. Veģetācijas uzskaites laukumiņa shēma

Sugu nomenklatūra : vaskulārajiem augiem - Kļaviņš (2012), sūnām - Strazdiņa un citi (2011).

Katrā uzskaites laukumīnā, katra objekta nogāzes apakšdaļā un augšdaļā, kā arī katrā objektā kopumā tika aprēķināts Šenona- Vīnera daudzveidības indekss $H(s)$ vaskulāro augu un sūnu sugām:

$$H(s) = -\sum p_i \ln p_i, \quad (1)$$

kur p_i ir sugas i pārstāvju relatīvais daudzums. Salīdzināta sugu daudzveidība pirms un pēc saimnieciskās darbības, kā arī starp parauglaukumiem, kur veikta kailcirte, izvēcot visu biomasu, un parauglaukumiem, kur izvēkta tikai stumbru biomasu.

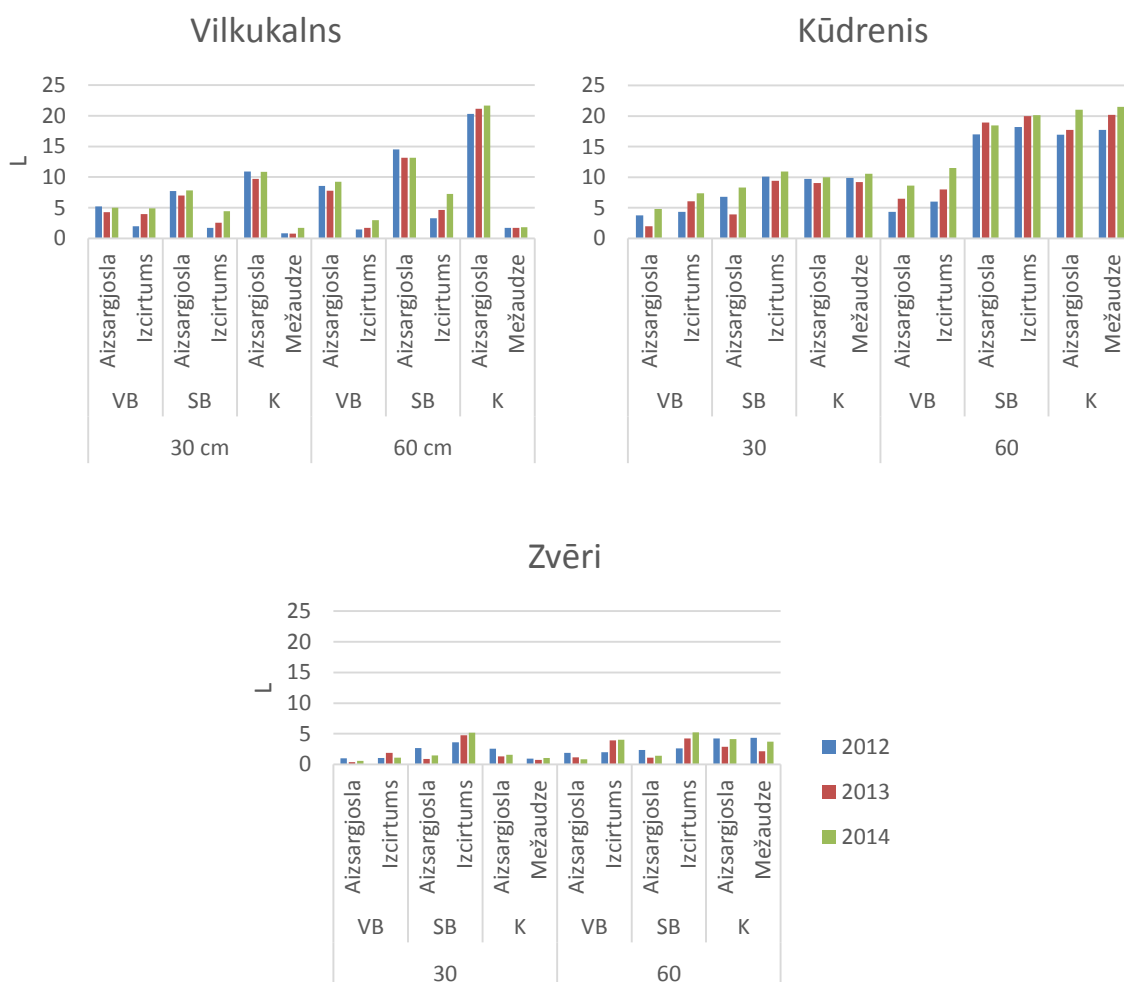
Katrai konstatētajai sūnu un vaskulāro augu sugai tika aprēķināts sastopamības koeficients. Atbilstoši Ellenberga (lakstaugiem) un Dilla (sūnām) ekoloģiskajām skalām katrai apsekotajai slejas daļai tika noteikta apgaismojuma, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, augsnes pH, reakcijas un slāpekļa indikatorvērtības (Ellenberg et al 1991; Düll 2001). Līdzīgi kā ar daudzveidības rādītājiem, veikts salīdzinājums starp uzskaites gadiem un atsevišķiem parauglaukumiem.

1.3. 2014.gada rezultāti

1.3.1. Augsnes ūdens

2014.gadā augsnes ūdens paraugi ņemti no aprīļa līdz oktobra vidum, kopā 13 reizes. Ķīmiskās analīzes veiktas 662 paraugiem.

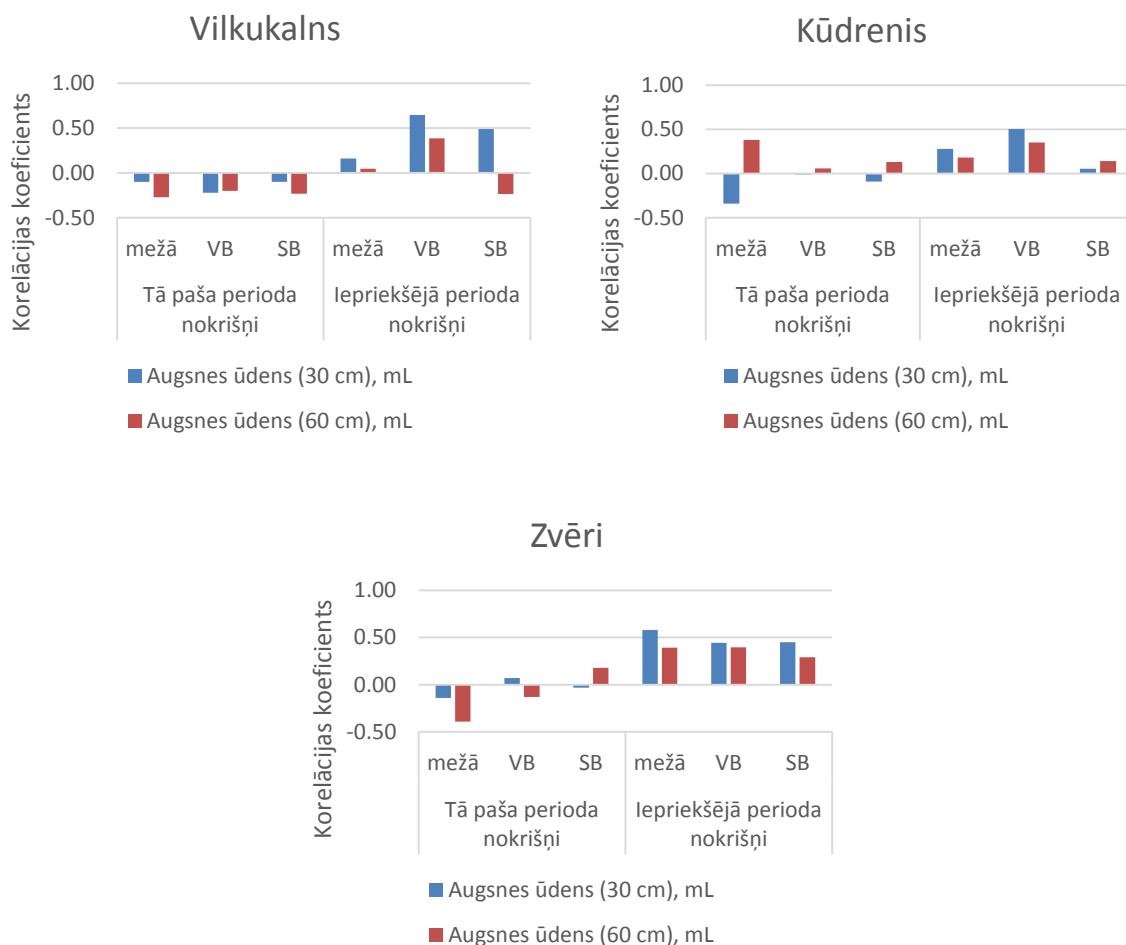
Savstarpēji salīdzinot pētījuma objektus, vislielākā augsnes ūdens pieplūde gan 2012., gan 2013., gan 2014. gadā konstatēta objektā Kūdrenis, bet vismazākā - objektā Zvēri (Attēls 6). Visos gadījumos lielāka augsnes ūdens pieplūde konstatēta dziļākajā augsnes slānī. Kopējais no lizimetriem izsūkņētā ūdens apjoms 2014. gadā bija lielāks nekā 2012. un 2013.gadā, tas skaidrojams gan ar atšķirībām nokrišņu daudzumā, gan nedaudz garāku novērojumu periodu. Gandrīz visos gadījumos konstatēts, ka ūdens daudzums lizimetros izcirtumā kopš 2012. gada ir palielinājies, kontroles platībās tik izteikta tendence nav novērota. Tas saistīts ar intercepcijas samazināšanos pēc kailcirtes veikšanas, kā rezultātā vairāk nokrišņu nonāk uz augsnes.



Attēls 6. Kopējais augsnes ūdens daudzums lizimetros dažādos variantos un dziļumos 2012., 2013.un 2014.gadā

2014. gadā visos pētījumu objektos konstatēta vāja vai negatīva korelācija starp ūdens daudzumu lizimetros un tā pašā perioda nokrišņu daudzumu. Tajā pašā laikā korelācija starp iepriekšējā perioda nokrišņiem un ūdens daudzumu lizimetros visos gadījumos, izņemot izcirtumu ar

stumbra biomasas izvākšanu objektā Vilkukalns, ir pozitīva, ciešāka korelācija konstatēta augsnes virsējā slānī (Attēls 7).



Attēls 7. Korelācija starp augsnes ūdens daudzumu lizimetros un tā paša un iepriekšējā perioda nokrišņu daudzumu 2014. gadā

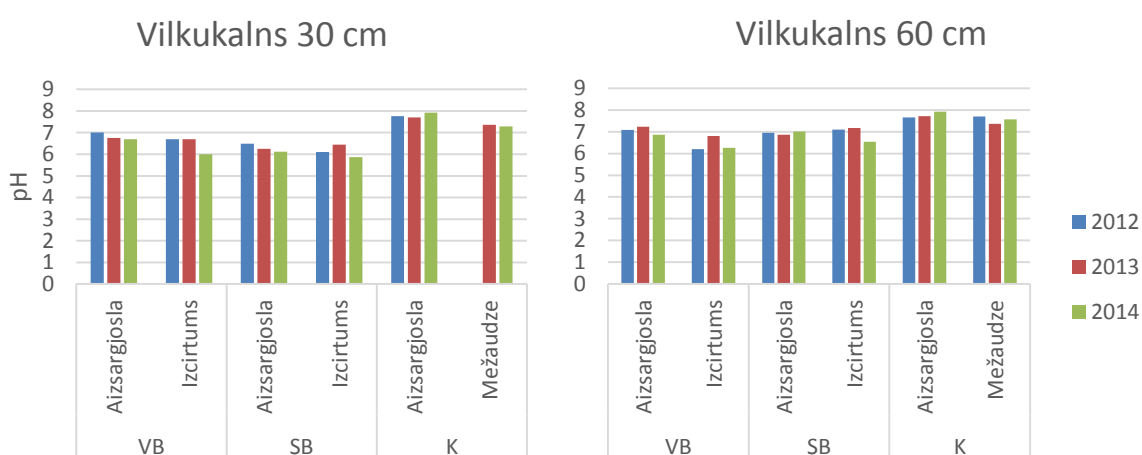
Augsnes ūdens pH

Augsnes reakcija ir viena no būtiskākajām īpašībām, kas ietekmē augu augšanu. Ūdeņraža jonu koncentrācijas izmaiņas cieši saistītas ar pārējo barības elementu apriti. Augsnes reakciju raksturo ar pH skaitli, kas ir ūdeņraža jonu negatīvais logaritms ($\text{pH} = -\lg[\text{H}^+]$). Ja pH vērtība ir lielāka par 7, reakcija ir bāziska, bet, ja mazāka - reakcija ir skāba. Intervāls no pH 6 līdz 8 ir vislabvēlīgākais augsnes mikroorganismiem, kas noārda organiskās vielas un atbrīvo slāpekli (Nikodemus et al. 2008). Latvijā augšņu pH ir no 3 līdz 7. Augsnes ūdens pH, palielinoties dziļumam, pieaug, tas saistīts ar buferizācijas un neitralizācijas procesiem, ko izraisa citu katjonu koncentrācijas palielināšanās.

Mūsu pētījuma objektos augsnes ūdens pH vērtības bija ievērojami augstākas nekā Zviedrijā, kur augsnes ūdens pH vērtības priežu audzēs A un B horizontā (16-50 cm dziļumā) svārstījās no 4.3-4.7 (Fröberg et al. 2011).

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā augsnes ūdens pH vērtība 30 cm dziļumā bija 6.7, bet 60 cm dziļumā 7.0. Objektā Vilkukalns augsnes ūdens pH vērtības izcirtumu platībās abos augsnes slāņos 2014. gadā ir samazinājušās, salīdzinot ar 2013.gadu. Būtiskas izmaiņas konstatētas 30 cm dziļumā izcirtumā, kur izvākta visa biomasa ($p=0.035$), un 60 cm dziļumā izcirtumā, kur izvākta stuburu biomasa ($p=0.031$). Jāatzīmē, ka augsnes ūdens paskābināšanās novērota arī izcirtumiem piegulošajās aizsargjoslās (Attēls 8).

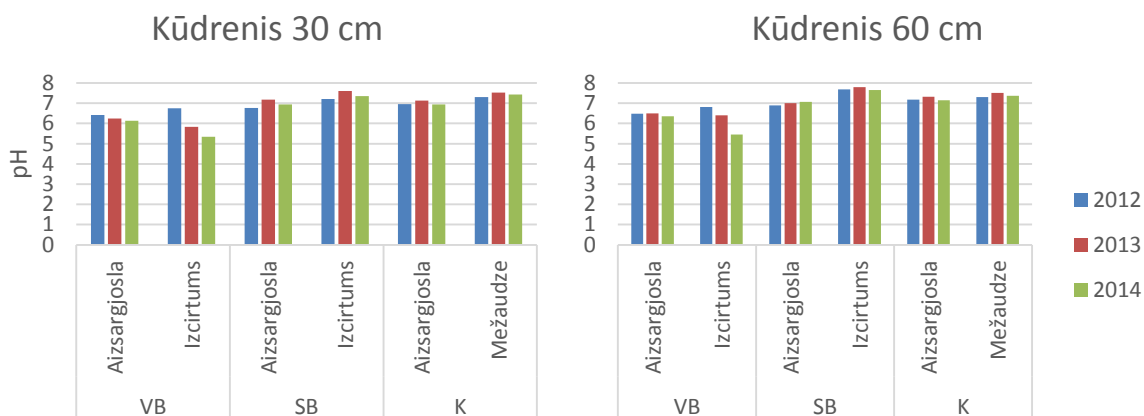
Salīdzinot augsnes ūdens pH vērtības parauglaukumos, kur izvākta visa biomasa, stuburu biomasa un kontroles platībā, 2012.un 2013.gadā būtiskas atšķirības nav konstatētas, taču 2014.gadā abos izcirtumos augsnes ūdens pH vērtības bijušas būtiski zemākas nekā kontroles platībā ($p=0.034$ variantam VB un $p=0.013$ variantam SB 30 cm dziļumā; $p=0.002$ variantam VB un $p=0.026$ variantam SB 60 cm dziļumā).



Attēls 8. Augsnes ūdens pH vidējās vērtības 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Vilkukalns

2014.gadā objektā Kūdrenis vidējā augsnes ūdens pH vērtība 30 cm dziļumā bija 6.8, bet 60 cm dziļumā 6.9. Salīdzinot 2012. un 2013.gadu, augsnes ūdens pH vērtība samazinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, bet palielinājusies izcirtumā, kur izvākta stuburu biomasa, pie tam šajā gadījumā būtiski ($p=0.012$). 2014.gadā neliela augsnes ūdens paskābināšanās, salīdzinot ar 2013.gadu, novērojama visos variantos, tajā skaitā kontroles platībā un aizsargjoslās. tomēr ievērojama augsnes ūdens pH vērtības samazināšanās konstatēta izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, būtisks samazinājums, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, konstatēts 60 cm dziļumā ($p=0.018$)(Attēls 9).

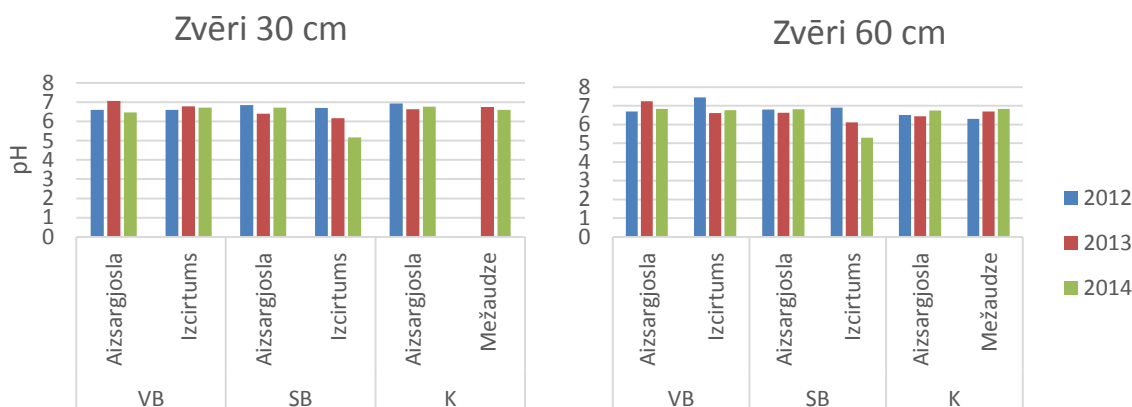
Gan 2013., gan 2014.gadā augsnes ūdens pH vērtības Kūdrenī izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu ir bijušas ievērojami zemākas nekā izcirtumā ar stuburu biomasas izvākšanu un kontroles platībā abos paraugu ņemšanas dziļumos (p -vērtības visos gadījumos 0.000). 60 cm dziļumā gan būtiskas atšķirības starp variantiem VB un SB pastāvējušas jau 2012.gadā ($p=0.000$).



Attēls 9. Augsnes ūdens pH vidējās vērtības 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Kūdreņi

2014.gadā objektā Zvēri vidējā augsnes ūdens pH vērtība 30 cm dziļumā bija 6.3, bet 60 cm dziļumā 6.5. Izcirtumā, kur izvēta visa biomasas, būtiskas atšķirības pa gadiem netika konstatētas. Taču izcirtumā, kur izvēta stumbru biomasas, augsnes ūdens pH vidējā vērtība 2014.gadā būtiski samazinājusies gan, salīdzinot ar 2013.gadu ($p=0.001$ 30 cm dziļumā), gan salīdzinājumā ar 2012.gadu ($p=0.002$ 30 cm dziļumā, $p=0.003$ 60 cm dziļumā). SB parauglaukumā 60 cm dziļumā augsnes ūdens pH vērtība samazinājusies arī, salīdzinot 2012.un 2013.gada vērtības ($p=0.018$); toties kontroles platībā augsnes ūdens pH vidējā vērtība 60 cm dziļumā no 2012. uz 2013.gadu ir pieaugusi ($p=0.029$). Objektā Zvēri konstatētas nedaudz atšķirīgas pH izmaiņu likumsakarības. Kontroles platībā gan mežaudzē, gan aizsargjoslā konstatētas nelielas augsnes ūdens pH vērtības atšķirības 2013.un 2014.gadā (Attēls 10). Izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu 30 cm dziļumā augsnes ūdens pH vērtība ir saglabājusies gandrīz nemainīga, bet 60 cm dziļumā pat nedaudz palielinājusies. Būtiska augsnes ūdens paskābināšanās konstatēta izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu 30 cm dziļumā (p -vērtība 0.001).

Pirms saimnieciskās darbības veikšanas 2012.gadā konstatētas būtiskas augsnes ūdens pH vērtību atšķirības starp variantiem VB un kontroles platību 60 cm dziļumā ($p=0.033$). Starp parauglaukumiem VB un SB atšķirību nebija. 2013.gadā savukārt augsnes ūdens pH vidējā vērtība izcirtumā SB 30 cm dziļumā jau bija ievērojami zemāka nekā kontroles platībā ($p=0.043$). 2014.gadā šādas būtiskas atšķirības starp parauglaukumiem VB un SB jau pastāvēja abos paraugu ņemšanas dziļumos ($p=0.000$). Augsnes ūdens pH vidējās vērtības parauglaukumā SB abos dziļumos 2014.gadā bija būtiski zemākas nekā kontroles parauglaukumā.



Attēls 10. Augsnes ūdens pH vidējās vērtības 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Zvēri

Mežsaimnieciskā darbība maina ūdeņraža jonu koncentrāciju augsnes ūdenī, pārsvarā izmaiņot citu barības vielu aprites ciklus. Viens no iemesliem ir bāzisko katjonu koncentrācijas samazināšanās. Bāzisko katjonu galvenie avoti ir minerālu dēdēšana un organisko vielu mineralizācija, attiecīgi platībā, kur izvēkta visa biomasa, ir mazāks organiskās vielas apjoms un līdz ar to samazinās arī bāzisko katjonu koncentrācija. Literatūrā atrodami dati, ka, izvēcot kailcirtes laikā arī ciršanas atliekas, ūdeņraža jonu koncentrācija augsnē var pieaugt pat divkārt, salīdzinot ar parasto kailcirti (Sollins 1980, Binkley and Richter 1987). Mūsu objektos otrajā gadā pēc kailcirtes šis secinājums viennozīmīgi netiek apstiprināts, jo augsnes ūdens pH vērtības samazinās arī izcirtumā, kur izvēkta tikai stumbru biomasa.

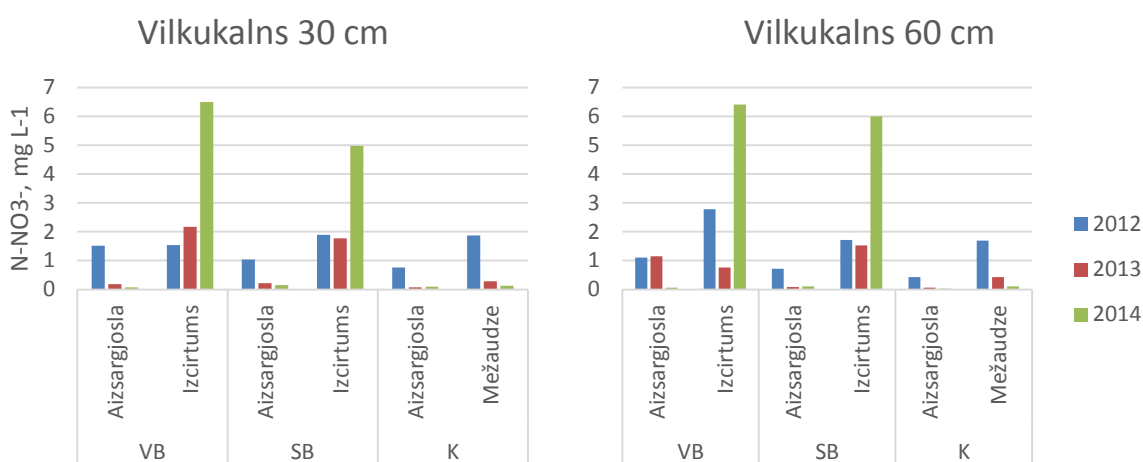
N-NO₃⁻

Augiem pieejamās slāpekļa formas ir amonija joni (NH₄⁺) un nitrātjoni (NO₃⁻), kas veidojas slāpekļa mobilizācijas - organisko vielu bioķīmisko un ķīmisko transformācijas procesu rezultātā. Izcirtumos straujāk notiek organiskās vielas mineralizācija, taču atbrīvojušies biogēnie elementi netiek uzņemti tādā apjomā kā pirms kailcirtes. Tas var būt par cēloni slāpekļa iznesei no ekosistēmas, ko apstiprinājuši vairāku pētījumu rezultāti gan Eiropā (Adamson and Hornung 1990, Wiklander et al. 1991, Ahtiainen 1992, Rosén et al. 1996, Ahtiainen and Huttunen 1999), gan ASV (Dahlgren and Driscoll 1994, Pardo et al. 1995). Pētījumā Zviedrijā konstatēts, ka skujkoku mežā slāpekļa iznese savu maksimumu sasniedz 2 gadus pēc kailcirtes un piecus gadus pēc kailcirtes vairs gandrīz nav konstatēta (Westling et al. 2004). Zviedrijā veiktu pētījumu rezultāti apliecina, ka pastāv pozitīva korelācija starp pašreizējo slāpekļa depoziciju un nitrātu koncentrāciju augsnes ūdenī izcirtumos, attiecīgi lielāks N izskalošanās risks ir platībās ar augstāku N depoziciju, savukārt citos literatūras avotos norādīts, ka tieša lineāra sakarība nepastāv (Gundersen 1995). Atbilstoši ICP Forests datiem, lielākajā daļā Latvijas teritorijas iespējama paaugstināta slāpekļa uzkrāšanās meža ekosistēmās (The Condition of Forests in Europe 2011). Šī iemesla dēļ jautājums par vielu aprites cikla izmaiņām meža ekosistēmās saimnieciskās darbības rezultātā ir aktuāls arī pie mums.

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā nitrātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 2.23 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 2.11 mg L⁻¹. 2013.gadā gan platībā ar visas biomasas izvēkšanu, gan

kontroles platībā 60 cm dziļumā novērota nitrātu koncentrācijas samazināšanās, salīdzinot ar 2012.gadu (p-vērtības attiecīgi 0.048 un 0.010). 2014.gadā kontroles platībā turpinās nitrātu koncentrācijas samazināšanās augsnes ūdenī, kas ir būtiska salīdzinājumā ar 2012.gadu (p-vērtība 30 cm dziļumā 0.009, 60 cm dziļumā 0.001). Savukārt abos izcirtumos 2014.gadā novērojama būtiska nitrātu koncentrācijas palielināšanās augsnes ūdenī (VB variantā p-vērtība 0.035 paraugiem 30 cm dziļumā un 0.000 paraugiem 60 cm dziļumā, salīdzinot 2013.un 2014.gada datus; SB variantā p-vērtība 0.001 paraugiem abos dziļumos, salīdzinot 2013.un 2014.gada datus). Aizsargjoslā nitrātu koncentrācija saglabājusies iepriekšējā gada līmenī vai samazinājusies, kontroles platībā mežaudzē – samazinājusies (Attēls 11).

2012.un 2013.gadā būtiskas nitrātu koncentrācijas atšķirības augsnes ūdenī izcirtumos un kontroles platībā netika konstatētas. 2014.gadā savukārt parādās būtiskas atšķirības starp izcirtumiem un kontroli (p=vērtības, salīdzinot VB un kontroles platību, 0.034 un 0.002 attiecīgi 30 un 60 cm dziļumā; salīdzinot SB un kontroles platību, 0.013 un 0.026 attiecīgi 30 un 60 cm dziļumā).

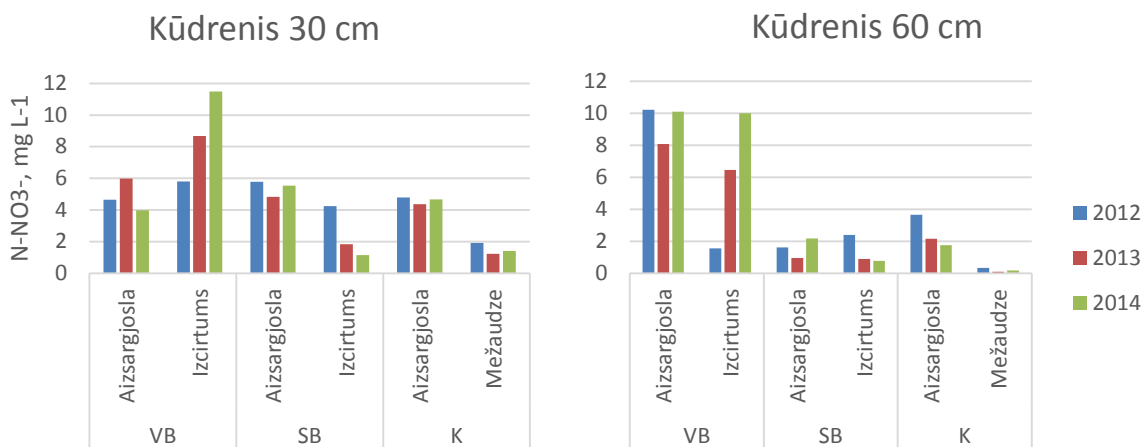


Attēls 11. Nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Vilkkalns

2014.gadā objektā Kūdrenis vidējā nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 4.31 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 3.54 mg L⁻¹. Variantā ar visas biomasas izvākšanu būtiskas izmaiņas pirmajā gadā pēc kailcirtes netika konstatētas. Variantā ar stumbru biomasas izvākšanu vidējā nitrātu koncentrācija 2013.gadā samazinājās 30 cm (p=0.009), gan 60 cm (p=0.004) dziļumā. 2013.gadā konstatēta nitrātu koncentrācijas samazināšanās arī kontroles mežaudzē 60 cm dziļumā (p=0.007). 2014.gadā Kūdrenī konstatēta nitrātu koncentrācijas palielināšanās izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, bet tajā pašā laikā izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, nitrātu koncentrācija samazinājusies, pie tam 30 cm dziļumā būtiski (p=0.017). Aizsargjoslās nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī samazinājusies vai saglabājusies iepriekšējā gada līmenī (Attēls 12).

2012.gadā augsnes ūdens nitrātu koncentrācijas atšķirības starp parauglaukumiem netika konstatētas, tās parādās, sākot ar 2013.gadu. Abos turpmākajos gados nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī parauglaukumā ar visas biomasas izvākšanu ir būtiski augstāka nekā parauglaukumā ar stumbru biomasas izvākšanu (p=0.000 30 cm dziļumā un p=0.008 60 cm dziļumā 2013.gadā; p=0.000 abos dziļumos 2014.gadā). Arī, salīdzinot ar kontroles platību, augsnes ūdens nitrātu koncentrācija vidējā

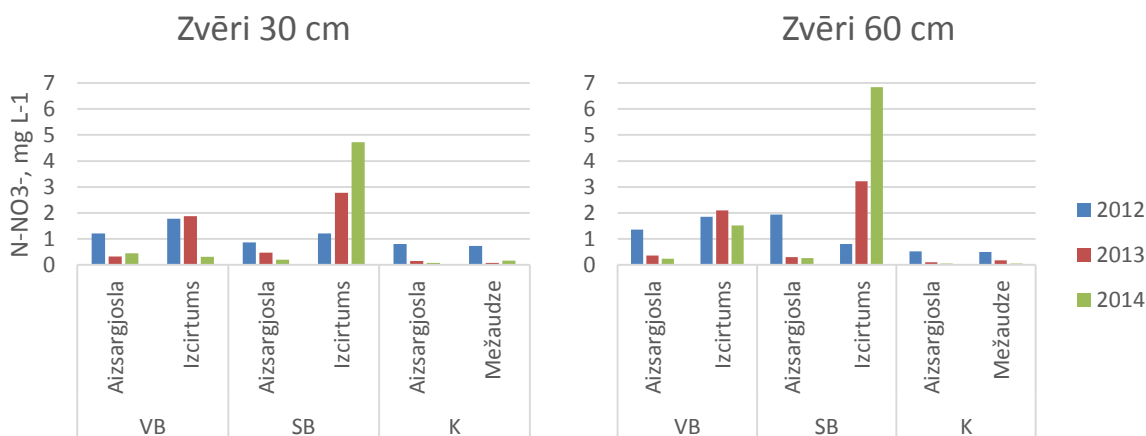
koncentrācija variantā VB ir ievērojami augstāka ($p=0.000$ 30 cm dziļumā un $p=0.008$ 60 cm dziļumā 2013.gadā; $p=0.000$ abos dziļumos 2014.gadā).



Attēls 12. Nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Kūdrēnis

2014.gadā objektā Zvēri vidējā nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 1.30 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 1.74 mg L^{-1} . Izcirtumā, kur izvēkta visa biomasas, būtiskas augsnes ūdens nitrātu koncentrācijas izmaiņas pirmajā gadā pēc kailcirtes netika konstatētas. Savukārt otrajā gadā pēc kailcirtes izcirtumā ar visas biomasas izvēkšanu nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī būtiski samazinājusies 30 cm dziļumā ($p=0.006$), platībā, kur izvēkta stumbru biomasas, augsnes ūdens nitrātu koncentrācija ir palielinājusies ($p=0.030$ 30 cm dziļumā un $p=0.021$ 60 cm dziļumā). Kontroles platībā vērojama nitrātu koncentrācijas samazināšanās augsnes ūdenī gan 2013. gadā ($p=0.017$ 30 cm dziļumā, $p=0.005$ 60 cm dziļumā), gan 2014.gadā ($p=0.001$ 60 cm dziļumā). Aizsargjoslā novērojamas dažādas tendences: gan samazināšanās, gan palielināšanās, gan saglabāšanās iepriekšējā gada līmenī, bet šajā gadījumā atšķirības nav būtiskas (Attēls 13).

Salīdzinot savā starpā parauglaukumus, netika konstatētas būtiskas augsnes ūdens nitrātu koncentrācijas atšķirības starp variantiem VB un SB 2012.un 2013.gadā, savukārt 2014.gadā augsnes ūdens nitrātu koncentrācija bija būtiski augstāka variantā ar stumbru biomasas izvēkšanu nekā variantā ar visas biomasas izvēkšanu ($p=0.000$ gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā) un arī kontroles platībā ($p=0.000$ abos dziļumos). Atšķirības starp izcirtumu ar stumbru biomasas izvēkšanu un kontroles platību bija būtiskas jau 2013.gadā ($p=0.003$ 30 cm dziļumā, $p=0.004$ 60 cm dziļumā).



Attēls 13. Nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Zvēri

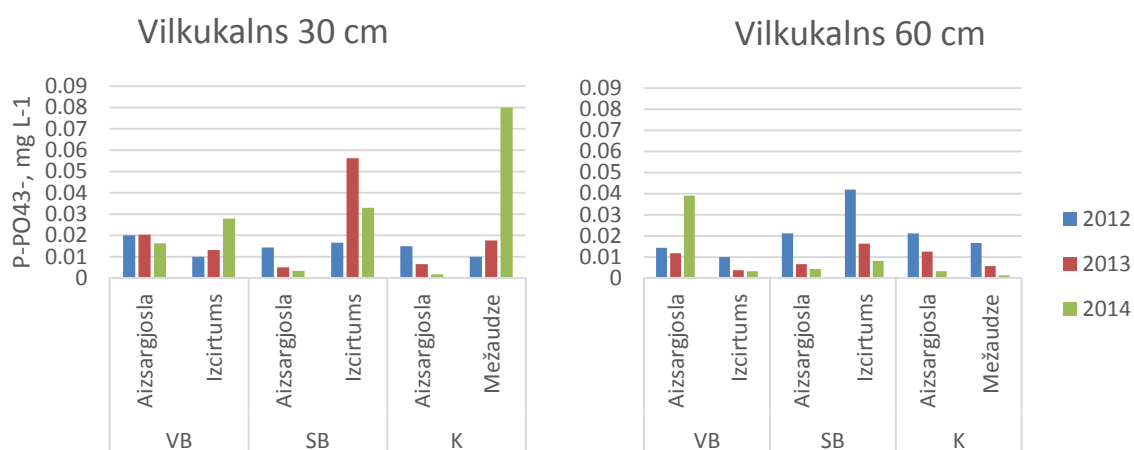
Vidējās nitrātu koncentrācijas mūsu pētījuma objektos sausieņu mežos otrajā gadā pēc kailcirtes pietuvojušās literatūrā minētajām vērtībām, kas konstatētas Zviedrijā un Somijā. Zviedrijā, apkopojot informāciju par vairākiem eksperimentiem minerālaugsnēs, konstatēts, ka lielākajā daļā gadījumu nitrātu koncentrācijas palielināšanās maksimums augsnes ūdenī novērojams pirmajā gadā pēc kailcirtes, kad vidējā gada koncentrācija sasniedz $6-7 \text{ mg L}^{-1}$, un paaugstināta nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī saglabājas 5-6 gadus pēc kailcirtes (Futter et al. 2010). Mūsu pētījuma objektos minerālaugsnēs nitrātu koncentrācijas novērojuma perioda vidējā vērtība augsnes ūdenī izcirtumā maksimāli sasniedza 6.8 mg L^{-1} (iepriekšējā novērojumu periodā maksimāli 3.2 mg L^{-1}). Somijā veiktā eksperimentā konstatēts, ka egļu audzē pirms kailcirtes nitrātu koncentrācija augsnes ūdenī bija 2.9 mg L^{-1} , un pēc kailcirtes tā būtiski neizmainījās. Pēc kailcirtes veikšanas kontroles platībā augsnes ūdens nitrātu koncentrācija bija 1.88 mg L^{-1} , izcirtumā zem ciršanas atliekām 0.16 mg L^{-1} un izcirtumā bez ciršanas atliekām - 1.12 mg L^{-1} (Nieminen 1998). Mūsu pētījumā objektā Kūdrenis 2014.gada novērojumu perioda vidējā nitrātu koncentrācija 30 cm dziļumā kontroles platībā bija 1.4 mg L^{-1} (iepriekšējā periodā 1.2 mg L^{-1}), izcirtumā bez ciršanas atliekām - 11.5 mg L^{-1} (iepriekšējā periodā 8.7 mg L^{-1}) un izcirtumā zem ciršanas atliekām - 1.2 mg L^{-1} (iepriekšējā periodā 1.8 mg L^{-1}). Mūsu pētījuma objektos otrajā gadā pēc kailcirtes sāk izpausties saimnieciskās darbības ietekme uz augsnes ūdens nitrātu koncentrāciju, šāda aizkavēšanās aprakstīta arī literatūrā (Mannerkoski et al., 2005).

P- PO_4^{3-}

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā fosfātu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 0.02 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 0.01 mg L^{-1} . Izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, ne 2013., ne 2014.gadā netika konstatētas būtiskas fosfātu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, augsnes ūdens fosfātu koncentrācija 2014.gadā samazinājusies, 60 cm dziļumā būtiski, salīdzinot 2014.un 2012.gada datus ($p=0.003$). Fosfātu koncentrācijas samazināšanās 60 cm dziļumā gan konstatēta arī kontroles parauglaukumā ($p=0.009$), taču tajā pašā laikā šajā parauglaukumā 30 cm dziļumā augsnes ūdens fosfātu koncentrācija pieaugusi. Pārsvārā

fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī objektā Vilkukalns 2014.gada novērojumu sezonā turpinājusi samazināties, izņemot izcirtumu, kur izvākta visa biomasa (30 cm dziļumā), šim izcirtumam piegulošo aizsargjoslu (60 cm dziļumā) un mežaudzi kontroles platībā, kur konstatēta visizteiktākā koncentrācijas palielināšanās (Attēls 14).

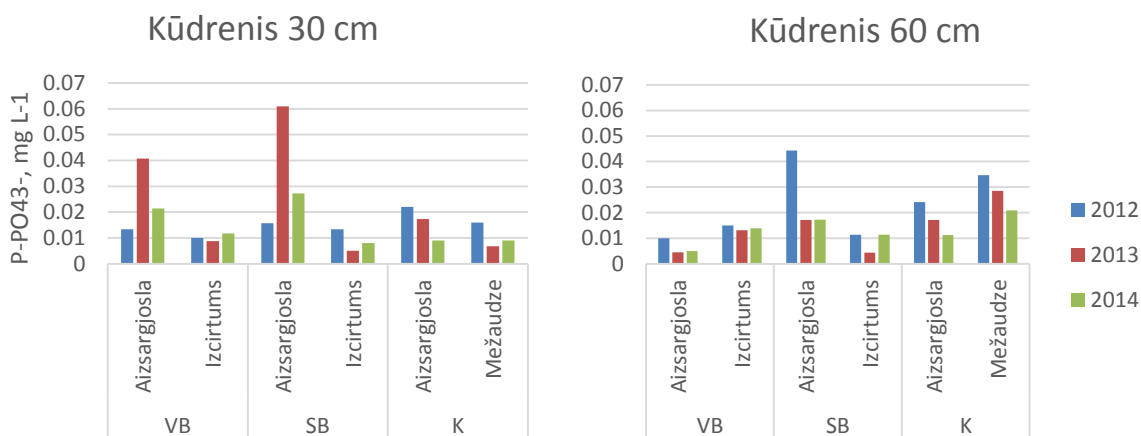
Būtiskas augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.



Attēls 14. Fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Vilkukalns

2014.gadā objektā Kūdrēnis vidējā fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 0.02 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 0.01 mg L^{-1} . Platībā, kur izvākta visa biomasa, būtiskas augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācijas izmaiņas pa gadiem netika konstatētas. Izcirtumā, kur izvākta tikai stumbru biomasa, augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācija būtiski samazinājusies pirmajā gadā pēc kailcirtes ($p=0.005$ 30 cm dziļumā un $p=0.001$ 60 cm dziļumā), bet 2014.gadā atkal palielinājusies. Būtisks samazinājums 2013.gadā, salīdzinot ar 2012.gadu, konstatēts arī kontroles parauglaukumā 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos ($p=0.014$). 2014.gadā fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, nedaudz palielinājusies abos izcirtumos, tajā pašā laikā aizsargjoslās tā ir samazinājusies vai saglabājusies iepriekšējā gada līmenī. Mežaudzē kontroles platībā novērots neliels palielinājums 30 cm dziļumā un samazinājums 60 cm dziļumā (Attēls 15).

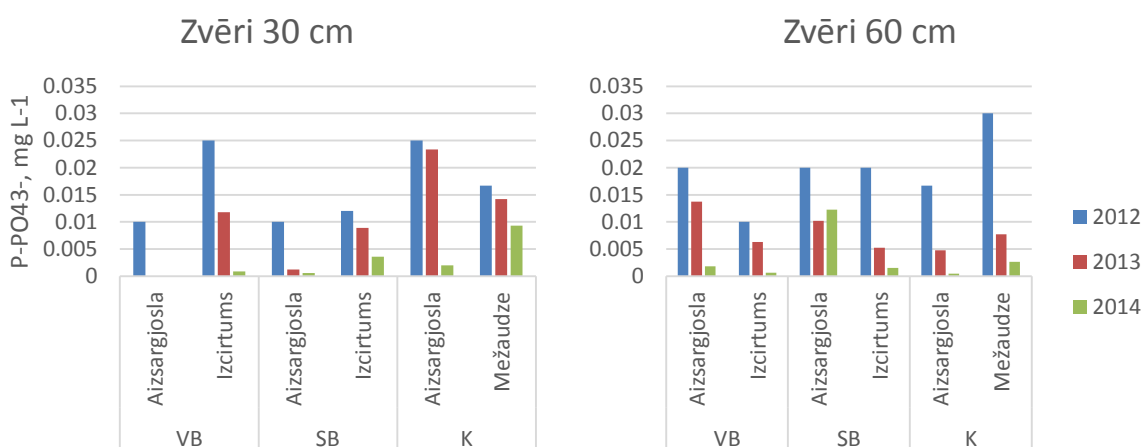
Salīdzinot datus starp parauglaukumiem, vienīgā būtiskā atšķirība konstatēta 2013.gadā, kad augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācija platībā ar stumbra biomasas izvākšanu 60 cm dziļumā bija būtiski zemāka nekā kontroles platībā ($p=0.000$).



Attēls 15. Fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Kūdrenis

2014.gadā objektā Zvēri vidējā fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā bija 0.003 mg L⁻¹. Parauglaukumā, kur izvēkta visa biomasa, netika konstatētas būtiskas fosfātjonu koncentrācijas atšķirības augsnes ūdenī starp 2012.un 2013.gadu, taču izcirtumā, kur izvēkta stumbru biomasa, kā arī kontroles platībā fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 60 cm dziļumā 2013.gadā bijusi būtiski zemāka nekā 2012.gadā (p-vērtības attiecīgi 0.038 un 0.012). 2014.gadā augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācija gan abos izcirtumos, gan kontroles platībā turpinājusi samazināties, konstatētas būtiskas atšķirības gan variantā VB (60 cm dziļumā p=0.026, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus), gan variantā SB (30 cm dziļumā p=0.004, 60 cm dziļumā p=0.004, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus), gan kontroles platībā (60 cm dziļumā p=0.004, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus (Attēls 16).

Būtiskas augsnes ūdens fosfātjonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

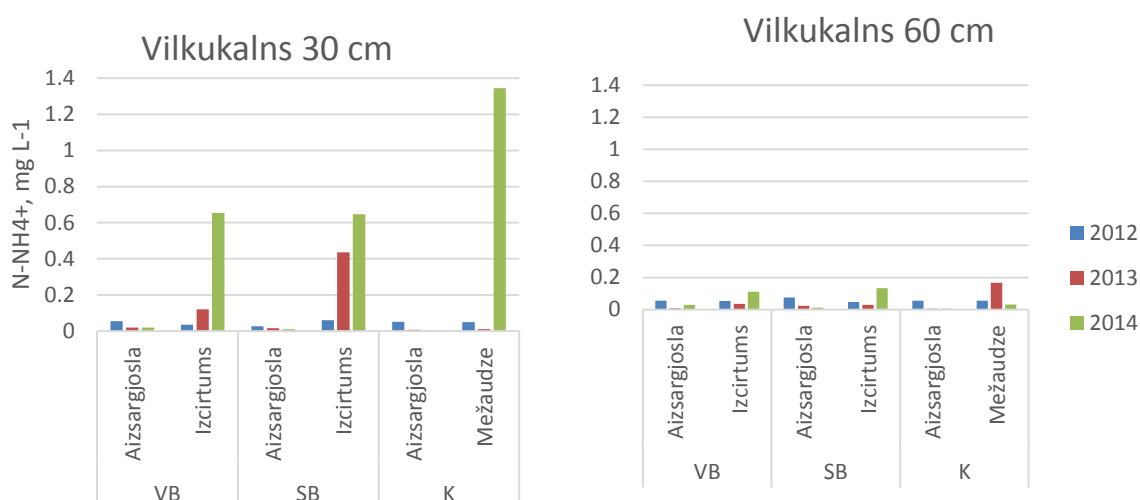


Attēls 16. Fosfātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Zvēri

N-NH₄⁺

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 0.37 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 0.05 mg L⁻¹. Būtiskas amonija jonu koncentrācijas atšķirības starp 2012.un 2013.gadu netika konstatētas ne izcirtumos, ne kontroles platībā. 2014.gadā amonija jonu koncentrācija izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu bija būtiski palielinājusies ($p=0.024$ 30 cm dziļumā, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus, un $p=0.018$ 60 cm dziļumā, salīdzinot 2013.un 2014.gada datus). Aizsargjoslās amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī pārsvarā saglabājusies iepriekšējā gada līmenī. Ievērojams amonija jonu koncentrācijas palielinājums konstatēts arī mežaudzē 30 cm dziļumā ņemtajos augsnes ūdens paraugos (Attēls 17).

Būtiskas augsnes ūdens amonija jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

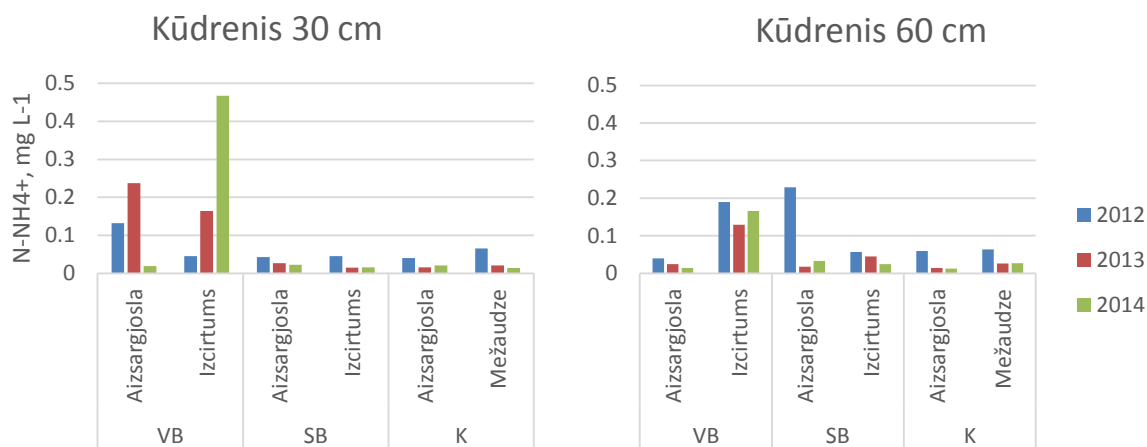


Attēls 17. Amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Vilkukalns

2014.gadā objektā Kūdrēnis vidējā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 0.09 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 0.05 mg L⁻¹. Platībā ar stumbru biomasas izvākšanu augsnes ūdens amonija jonu koncentrācija būtiski samazinājusies 2013.gadā ($p=0.000$ 30 cm dziļumā un $p=0.006$ 60 cm dziļumā). Būtiska samazinājums 2013.gadā konstatēts arī kontroles platībā ($p=0.000$ abos dziļumos). Izmaiņas pirmajā gadā pēc kailcirtes vērojamas arī izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu, taču tās nav būtiskas. 2014.gadā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, palielinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomasas. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, tā saglabājusies iepriekšējā gada līmenī (30 cm dziļumā) vai nedaudz samazinājusies (60 cm dziļumā). Kontroles platībā mežaudzē amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2013.un 2014.gadā bijusi visai līdzīga (Attēls 18).

Salīdzinot amonija jonu koncentrācijas atsevišķos parauglaukumos, konstatēts, ka 2013.gadā variantā VB 60 cm dziļumā tā bijusi būtiski augstāka nekā kontroles platībā ($p=0.021$). 2014.gadā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu bijusi augstāka nekā

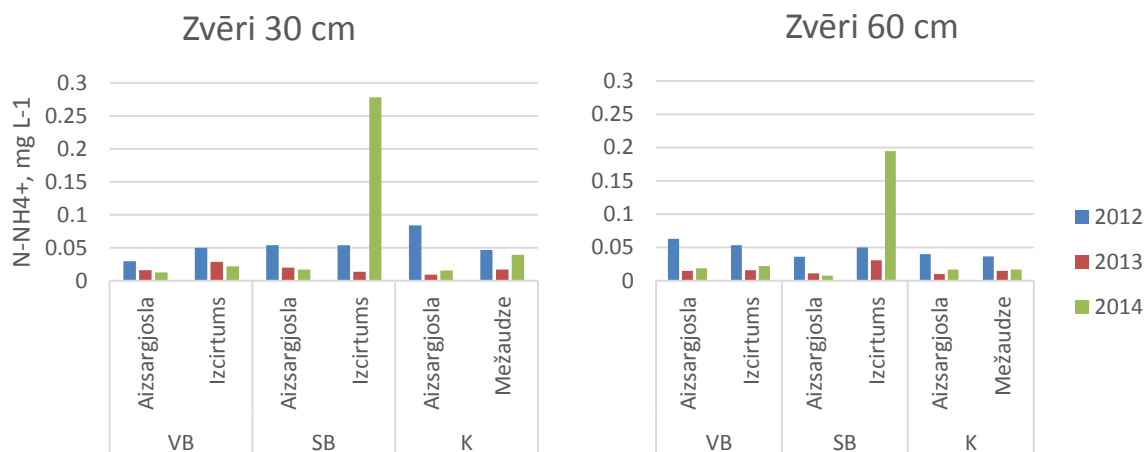
izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa ($p=0.000$ abos dziļumos), un arī augstāka nekā kontroles platībā ($p=0.000$ abos dziļumos).



Attēls 18. Amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Kūdrēnis

2014.gadā objektā Zvēri vidējā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija $0.09\ mg\ L^{-1}$, bet 60 cm dziļumā $0.06\ mg\ L^{-1}$. Pirmajā gadā pēc kailcirtes amonija jonu koncentrācija samazinājusies gan parauglaukumā, kur izvākta visa biomasa ($p=0.036$ 60 cm dziļumā), gan parauglaukumā, kur izvākta stumbru biomasa ($p=0.002$ 30 cm dziļumā), gan kontroles parauglaukumā ($p=0.000$ 60 cm dziļumā). 2014.gadā izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, netika konstatētas ievērojamas amonija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī, salīdzinājumā ar 2013.gadu. Otrajā gadā pēc kailcirtes konstatēta ievērojama amonija jonu koncentrācijas palielināšanās izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos ($p=0.000$). Neliels koncentrācijas palielinājums novērots arī kontroles platībā un dažviet aizsargjoslā (Attēls 19).

Salīdzinot amonija jonu koncentrāciju augsnes ūdenī dažādos parauglaukumos, konstatēts, ka 2014.gadā tā bijusi būtiski lielāka variantā SB nekā kontroles platībā 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos ($p=0.027$).



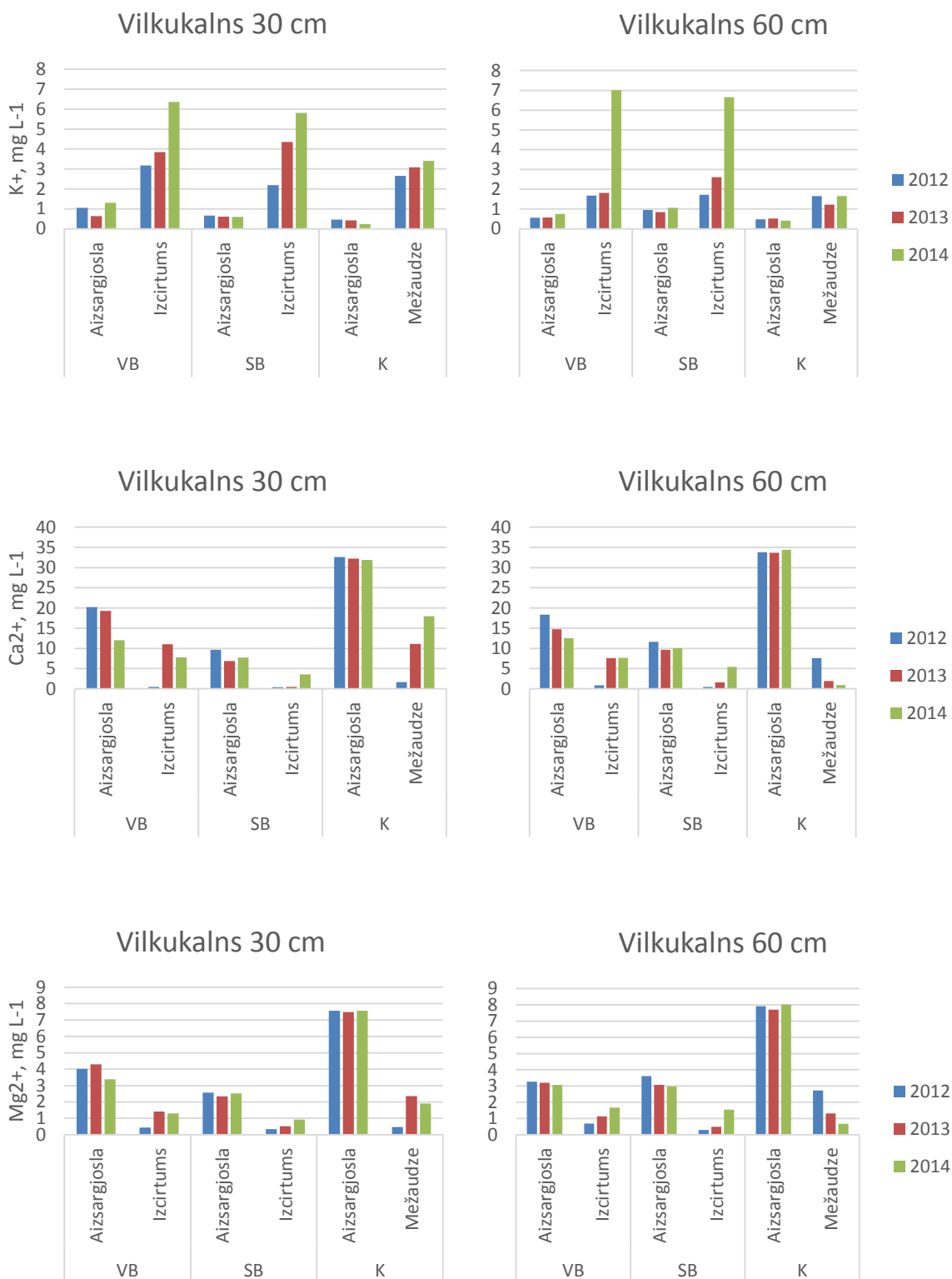
Attēls 19. Amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Zvēri

Mūsu pētījuma objektos amonija jonu koncentrācijas vidējie rādītāji 2013.gada novērojumu periodā objektā Vilkukalns svārstījās no 0.03 mg L⁻¹ līdz 1.3 mg L⁻¹ kontroles platībā atšķirīgos dziļumos (2013.gadā no 0.01 mg L⁻¹ kontroles platībā līdz 0.4 mg L⁻¹ platībā, kur veikta kailcirte ar stumbra biomasas izvākšanu). Objektā Zvēri atšķirības bija mazākas - no 0.02 mg L⁻¹ kontroles platībā līdz 0.3 mg L⁻¹ izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu. Objektā Kūdrenis savukārt atšķirības bija mazākas nekā objektā Zvēri, bet lielākas nekā objektā Kūdrenis - no 0.01 mg L⁻¹ kontroles platībā līdz 0.5 mg L⁻¹ platībā, kur izvākta visa biomasa. Somijā veiktā pētījumā konstatēts, ka egļu audzē pirms kailcirtes amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī bija 0.6 mg L⁻¹, pēc kailcirtes tā palielinājusies. Pēc kailcirtes veikšanas amonija koncentrācija kontroles platībā bija 0.11 mg L⁻¹, izcirtumā zem ciršanas atliekām 1.50 mg L⁻¹ un izcirtumā bez ciršanas atliekām 0.33 mg L⁻¹. (Nieminen 1998) Mūsu objektos amonija jonu koncentrācijai izcirtumos otrajā gadā pēc kailcirtes ir tendence palielināties.

K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 2.63 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 2.57 mg L⁻¹. Salīdzinot kālija jonu koncentrācijas augsnes ūdenī 2012.un 2013.gadā, būtiskas atšķirības netika konstatētas, savukārt 2014.gadā vērojams būtisks augsnes ūdens kālija jonu koncentrācijas palielinājums gan izcirtumā, kur izvākta visa biomasa (p=0.031 30 cm dziļumā, p=0.005 60 cm dziļumā, salīdzinot 2013.un 2014.gada datus), gan izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa (p=0.039 30 cm dziļumā un p=0.019 60 cm dziļumā, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus) Kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar 2013.gadu, palielinājusies arī kontroles platībā, taču nebūtiski. Aizsargjoslā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija izmainījusies nedaudz (Attēls 20).

Salīdzinot rezultātus atsevišķos parauglaukumos, konstatēts, ka 2014.gadā abos izcirtumos 60 cm dziļumā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija ir būtiski augstāka nekā kontroles platībā (p=0.001).



Attēls 20. Kālija, kalcija un magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Vilkukalns

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 14.99 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 14.95 mg L⁻¹. Netika konstatētas būtiskas kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī pirmajā gadā pēc kailcirtes. Otrajā gadā pēc kailcirtes izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu konstatēta augsnes ūdens kalcija jonu koncentrācijas palielināšanās

60 cm dziļumā ($p=0.004$). Izcirtumā, kur izvēta visa biomasa, 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos kalcija jonu koncentrācija samazinājusies, bet 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos saglabājusies iepriekšējā gada līmenī. Aizsargjoslā pie izcirtuma ar visas biomasas izvākšanu kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī samazinājusies, bet aizsargjoslā pie izcirtuma ar stumbru biomasas izvākšanu – nedaudz palielinājusies. Kontroles mežaudzē 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos konstatēta kalcija jonu koncentrācijas palielināšanās, bet 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos – samazināšanās, salīdzinot ar 2013.gada rādītājiem (Attēls 20).

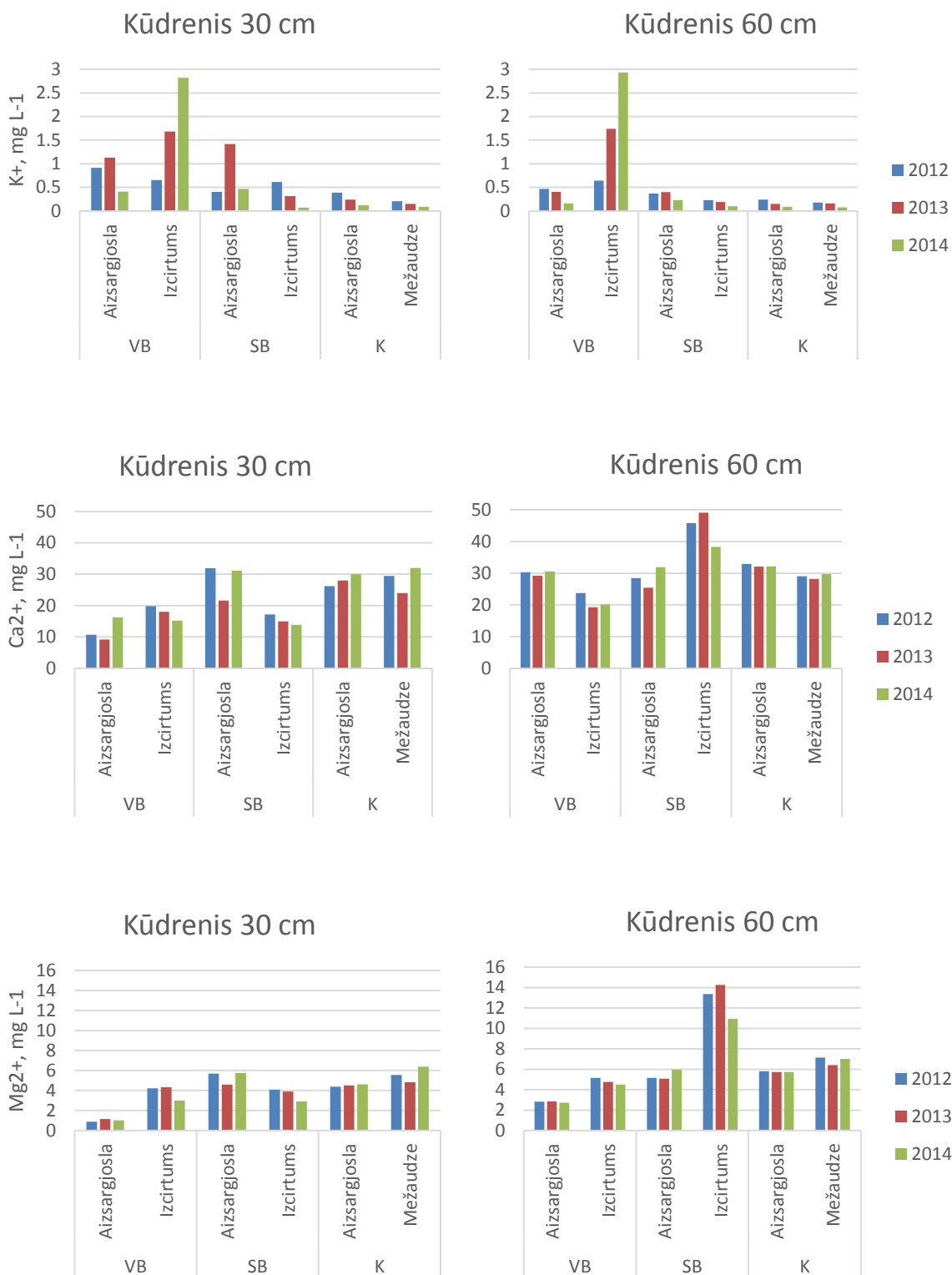
Būtiskas augsnes ūdens kalcija jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

2014.gadā objektā Vilkukalns vidējā magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 3.55 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 3.80 mg L^{-1} . Pirmajā gadā pēc kailcirtes būtiskas magnija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī netika novērotas. 2014.gadā augsnes ūdens magnija jonu koncentrācija būtiski pieaugusi gan izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu ($p=0.001$ 30 cm dziļumā un $p=0.017$ 60 cm dziļumā, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus), gan izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu ($p=0.004$ un $p=0.002$, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus). Mežaudzē kontroles platībā magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar 2013.gadu, samazinājusies (Attēls 20).

Būtiskas augsnes ūdens magnija jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

2014.gadā objektā Kūdrenis vidējā amonija jonu koncentrācija augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā bija 0.58 mg L^{-1} . Objektā Kūdrenis abās izcirtumu platībās konstatētas atšķirīgas kālija jonu koncentrācijas izmaiņu likumsakarības. Izcirtumā, kur izvēta visa biomasa, kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar 2013.gadu, palielinājusies abos paraugu ņemšanas dziļumos, savukārt izcirtumā, kur izvēta stumbru biomasa, - samazinājusies. Koncentrācijas samazināšanās novērota arī kontroles mežaudzē un visas aizsargjoslās (Attēls 21).

2013.gadā 60 cm dziļumā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu bija būtiski augstāka nekā izcirtumā ar stumbra biomasas izvākšanu ($p=0.000$), šādas pašas atšķirības ir spēkā arī 2014.gadā (p =vērtības abos dziļumos 0.000). 2013.gadā 30 cm dziļumā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu bija būtiski augstāka nekā kontroles platībā ($p=0.022$). Līdzīgas likumsakarības novērotas arī 60 cm dziļumā 2012.gadā ($p=0.030$) un 2013.gadā ($p=0.000$). Būtiskas atšķirības starp šiem parauglaukumiem saglabājas arī 2014.gadā (abos dziļumos $p=0.000$).



Attēls 21. Kālija, kalcija un magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Kūdrenis

2014.gadā objektā Kūdrenis vidējā kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 23.38 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 29.79 mg L⁻¹. 2013.gadā izcirtumu platībās netika konstatēta būtiskas kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas, savukārt kontroles platībā 60 cm dziļumā bija vērojama kalcija jonu koncentrācijas samazināšanās ($p=0.002$). Salīdzinot ar periodu pirms kailcirtes, abās izcirtumu

platībās kalcija jonu koncentrācija turpmākajos gados ir samazinājusies, taču būtiskas izmaiņas konstatētas tikai variantā ar stumbru biomasas izvākšanu 60 cm dziļumā ($p=0.011$, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus). Kontroles platībā kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2013.gadā samazinājusies, bet 2014.gadā atkal pieaugusi, 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos gan samazinājums, gan pieaugums bijis būtisks (attiecīgi $p=0.002$ un $p=0.000$). Aizsargjoslās vērojams neliels kalcija jonu koncentrācijas palielinājums, tāpat arī kontroles mežaudzē (Attēls 21).

Salīdzinot 60 cm dziļumā ņemto augsnes ūdens paraugu kalcija jonu koncentrācijas, gan 2012., gan 2013., gan 2014.gadā izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu tās bijušas augstākas nekā izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu (attiecīgi $p=0.000$, $p=0.000$ un $p=0.004$) un arī augstākas nekā kontroles platībā 2012.un 2013.gadā (abos gadījumos $p=0.000$). 30 cm dziļumā ņemtajos ūdens paraugos 2014.gadā savukārt parādās būtiskas atšķirības starp abiem izcirtumiem un kontroli – kalcija jonu koncentrācija kontroles platībā ir augstāka nekā izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu ($p=0.001$) un izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu ($p=0.000$).

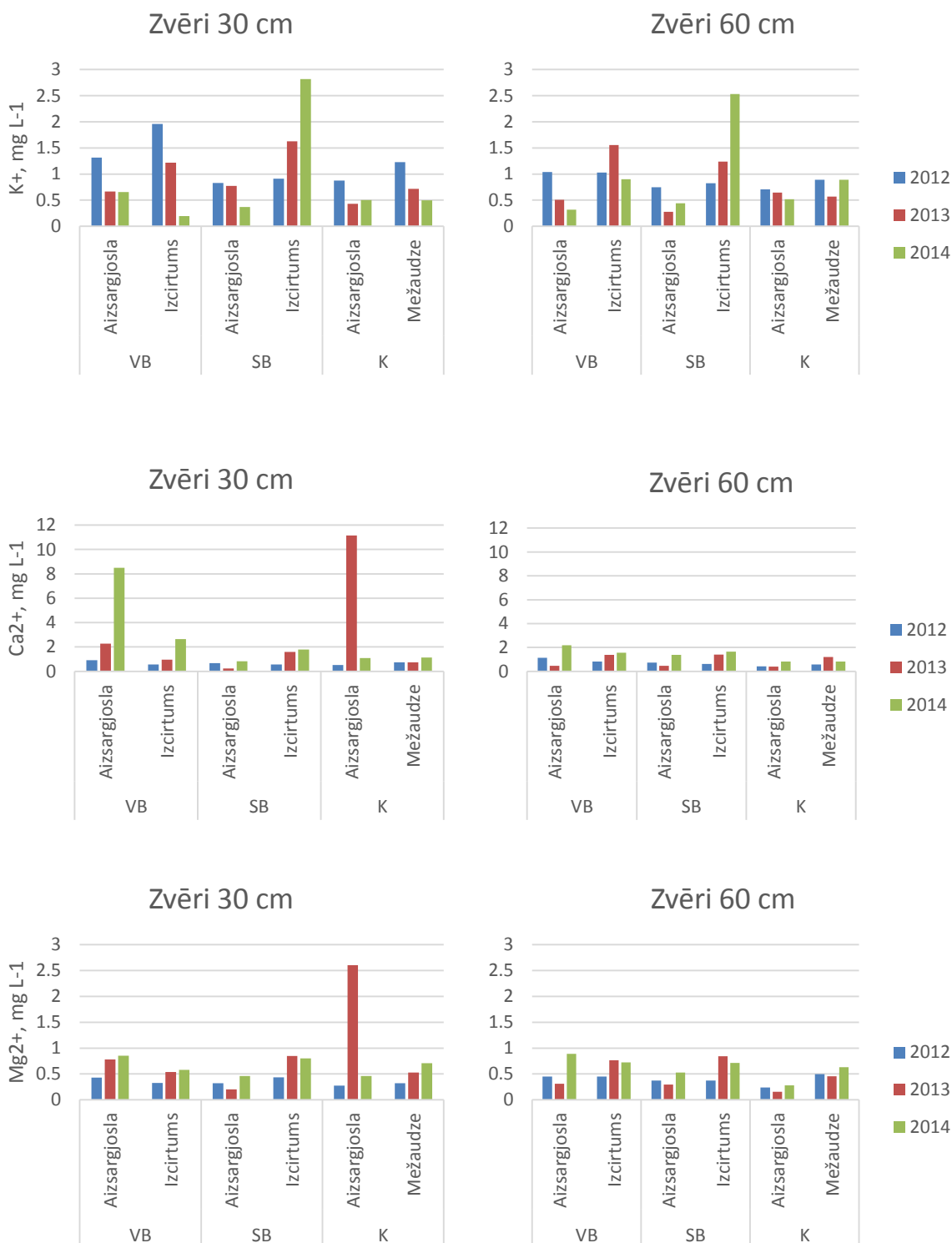
2014.gadā objektā Kūdrenis vidējā magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 4.14 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 6.32 mg L^{-1} . 2013.gadā nav vērojamas būtiskas magnija jonu koncentrācijas izmaiņas, salīdzinot ar periodu pirms kailcirtes, izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu būtiskas izmaiņas neparādās arī 2014.gadā, kaut arī vērojama tendence koncentrācijai samazināties. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, magnija koncentrācija augsnes ūdenī 2014.gadā būtiski palielinājusies ($p=0.025$ 30 cm dziļumā un $p=0.040$ 60 cm dziļumā, salīdzinot 2012.un 2014.gada datus). Mežaudzē kontroles platībā magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, pieaugusi, bet aizsargjoslā pie kontroles platības – saglabājusies iepriekšējā gada līmenī (Attēls 21).

Gan 2012., gan 2013., gan 2014.gadā magnija jonu koncentrācijas augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu bija būtiski augstākas nekā izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu un kontroles platībā (p -vērtības visos gadījumos 0.000). 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos 2014.gadā augsnes ūdens magnija jonu vidējās koncentrācijas savukārt kontroles parauglaukumos bija augstākas nekā abos izcirtumos ($p=0.000$).

2014.gadā objektā Zvēri vidējā kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 1.15 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 1.05 mg L^{-1} . 2013.gadā izcirtumā, kur izvākta visa biomasas, novērots būtisks kālija jonu koncentrācijas palielinājums augsnes ūdenī 60 cm dziļumā ($p=0.034$), savukārt 2014.gadā šajā pašā parauglaukumā kālija koncentrācija augsnes ūdenī gan 30 cm, gan 60 cm dziļumā samazinājusies ($p=0.003$ un $p=0.022$). Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī palielinājusies gan 2013., gan 2014.gadā, 2014.gadā 30 cm dziļumā būtiski ($p=0.026$). Kontroles platībā 30 cm dziļumā kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī samazinājusies gan 2013., gan 2014.gadā (2014.gadā būtiski, $p=0.036$), bet 60 cm dziļumā pirmajā gadā pēc kailcirtes samazinājusies, bet otrajā atkal pieaugusi. Aizsargjoslā lielākajā daļā gadījumu konstatēts kālija jonu koncentrācijas samazinājums augsnes ūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu (Attēls 22).

2013.gadā izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos bija augstāka nekā kontroles platībā ($p=0.041$). 2014.gadā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija platībā, kur izvākta stumbru biomasas, bija būtiski augstāka nekā

izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu ($p=0.000$ 30 cm dziļumā un $p=0.009$ 60 cm dziļumā) un kontroles platībā ($p=0.002$ 30 cm dziļumā un $p=0.012$ 60 cm dziļumā).



Attēls 22. Kālija, kalcija un magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā objektā Zvēri

2014.gadā objektā Zvēri vidējā kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 1.85 mg L⁻¹, bet 60 cm dziļumā 1.34 mg L⁻¹. Platībā, kur izvākta visa biomasa, būtiskas augsnes ūdens

kalcijs jonu koncentrācijas izmaiņas pa gadiem netika konstatētas. 2014.gadā objektā Zvēri kalcijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī palielinājusies abās izcirtumu platībās, kā arī tām piegulošajās aizsargjoslās. Būtisks kalcijs jonu koncentrācijas palielinājums augsnes ūdenī 2014.gadā konstatēts izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu 30 cm dziļumā ņemtajos paraugos ($p=0.002$). Kontroles platībā mežaudzē novērojams neliels augsnes ūdens kalcijs jonu koncentrācijas palielinājums 30 cm dziļumā, bet neliels samazinājums 60 cm dziļumā (Attēls 22 **Error! Reference source not found.**).

Būtiskas augsnes ūdens kalcijs jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

2014.gadā objektā Zvēri vidējā magnijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī 30 cm dziļumā bija 0.64 mg L^{-1} , bet 60 cm dziļumā 0.62 mg L^{-1} . Platībā ar visas biomasas izvākšanu un kontroles platībā būtiskas magnijs jonu koncentrācijas atšķirības pa gadiem netika konstatētas. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, 2013.gadā 60 cm dziļumā konstatēta būtiska augsnes ūdens magnijs jonu koncentrācijas palielināšanās, salīdzinot ar periodu pirms kailcirtes ($p=0.019$). 2014.gadā magnijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī objektā Zvēri, salīdzinot ar 2013.gadu, ir samazinājusies izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu, bet tajā pašā laikā palielinājusies šim izcirtumam piegulošajā aizsargjoslā. Kontroles platībā mežaudzē magnijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir pieaugusi. Izcirtumā, kur izvākta visa biomasas, augsnes ūdens magnijs jonu koncentrācija nedaudz palielinājusies 30 cm dziļumā, bet nedaudz samazinājusies 60 cm dziļumā (Attēls 22).

Būtiskas augsnes ūdens magnijs jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķiem parauglaukumiem netika konstatētas nevienā gadā.

Objektā Damaksnis, salīdzinot 2012. gada un 2013.gada datus, tendence samazināties novērota nitrātjonu un fosfātjonu koncentrācijām, taču nitrātjonu koncentrācija samazinājusies gan izcirtumā, kur izvākta visa biomasas, gan arī kontroles platībā. Salīdzinot 2013.un 2014.gada datus, savukārt, jāsecina, ka otrajā gadā pēc kailcirtes augsnes ūdens nitrātjonu koncentrācijai izcirtumos ir tendence pieaugt, kamēr kontroles platībā tā samazinās. Fosfātjonu koncentrācijai 2014.gadā ir tendence samazināties platībā, kur izvākta stumbru biomasas. 2013.gadā pieaugošu tendenci uzrādīja kālijs, kalcijs un magnijs jonu saturs, savukārt amonija jonu saturs saimnieciskās darbības skartajā platībā palielinājies, bet kontroles platībā - samazinājies. 2014.gadā amonija jonu saturs augsnes ūdenī stabili palielinājies abos izcirtumos, kālijs saturs - visos parauglaukumos, bet kalcijs un magnijs jonu saturs - izcirtumos ar stumbru biomasas izvākšanu.

Objektā Kūdrenis pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas būtiski samazinājušās augsnes ūdens nitrātjonu, fosfātjonu, amonija jonu un kālija jonu koncentrācijas platībā, kur izvākta visa biomasas. Kontroles platībā novērota nitrātjonu, fosfātjonu, amonija jonu un kalcijs jonu koncentrācijas samazināšanās, salīdzinot ar 2012.gadu. 2013.gadā izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, 30 cm dziļumā konstatēta augsnes ūdens pH vērtības palielināšanās. 2014.gadā šajā objektā palielinājies nitrātjonu, amonija jonu un kālija jonu saturs patauglaukumā, kur izvākta visa biomasas, fosfātjonu saturs abos izcirtumos, bet samazinājies nitrātjonu, amonija jonu, kālija jonu un kalcijs jonu saturs augsnes ūdenī izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasas, un magnijs jonu saturs abos izcirtumos.

Objektā Zvēri konstatēts visvairāk būtisku atšķirību starp augsnes ūdens ķīmisko sastāvu 2012.un 2013.gadā. Platībās, kur veikta saimnieciskā darbība, augsnes dziļākajos slāņos pH vērtība

samazinājusies, bet kontroles platībā - palielinājusies. Kontroles platībā abos augsnes slāņos pirmajā gadā pēc kailcirtes konstatēta nitrātu jonu un amonija jonu koncentrācijas samazināšanās, 60 cm dziļumā - arī kālija koncentrācijas samazināšanās. Šajā objektā 2013.gadā visos parauglaukumos konstatēta magnija koncentrācijas palielināšanās, izņemot kontroles platību 60 cm dziļumā. Apsaimniekotajos parauglaukumos pirmajā gadā pēc kailcirtes palielinājusies arī kālija un kalcija jonu koncentrācija, tāpat nitrātu jonu koncentrācija augsnes virsējā slānī izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, un augsnes ūdens pH vērtība izcirtumā, kur izvākta visa biomasa. 2014.gadā šajā objektā palielinājusies nitrātu jonu, amonija jonu un kālija jonu koncentrācija parauglaukumā, kur izvākta stumbru biomasas, kalcija jonu koncentrācija abos izcirtumos, bet samazinājusies nitrātu jonu un kālija jonu koncentrācija platībā, kur izvākta visa biomasa, kā arī fosfātu jonu koncentrācija visā objektā un magnija jonu koncentrācija izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa.

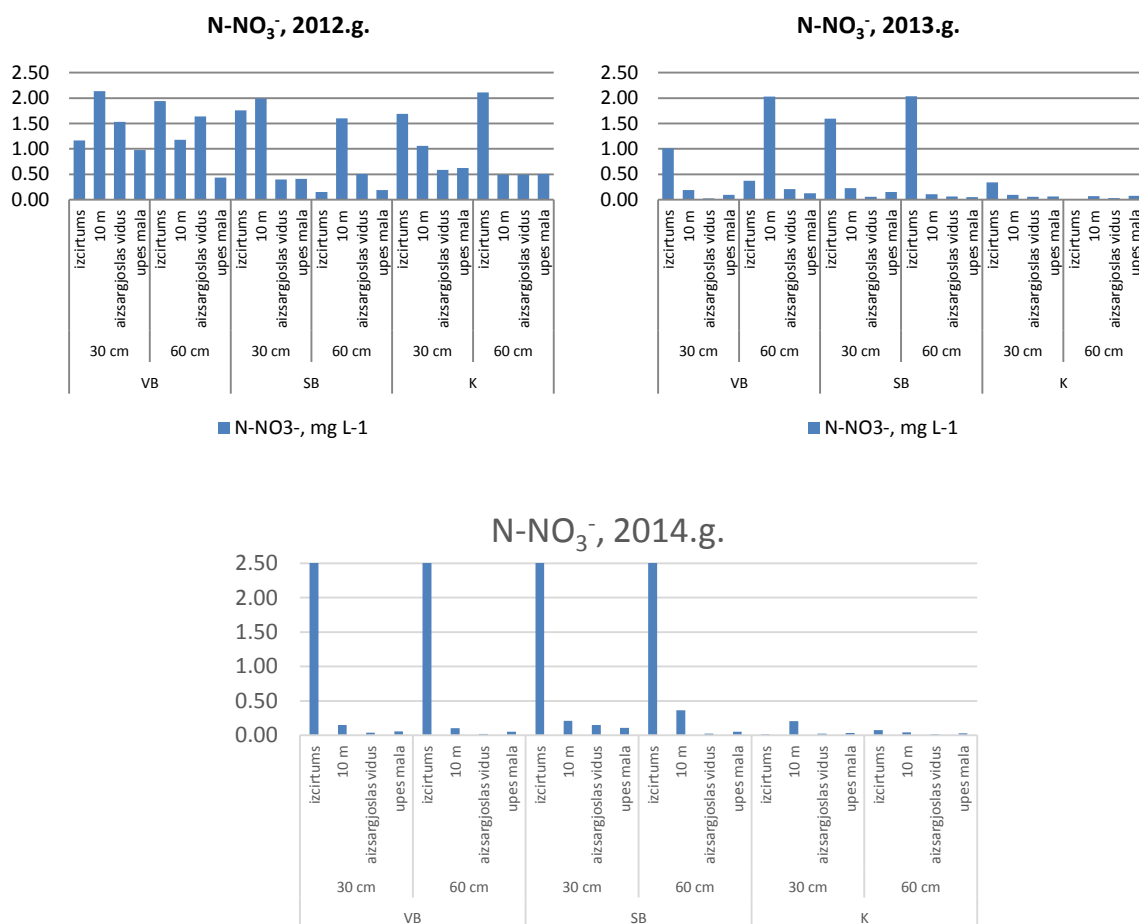
Salīdzinot biogēno elementu koncentrācijas augsnes ūdens paraugos, kas ņemti abos izcirtumos, iezīmējas zināmas likumsakarības. Vilkukalnā netika novērotas būtiskas nitrātu jonu koncentrācijas atšķirības starp abiem izcirtumiem, Kūdrenī variantā ar visas biomasas izvākšanu augsnes ūdens nitrātu jonu koncentrācija bija augstāka nekā variantā ar stumbra biomasas izvākšanu, bet objektā Zvēri augsnes ūdens nitrātu jonu koncentrācija bija augstāka izcirtumā ar stumbra biomasas izvākšanu. Tieši tāda pati likumsakarība ir spēkā, salīdzinot amonija jonu un kālija jonu koncentrācijas. Būtiskas fosfātu jonu koncentrācijas atšķirības starp parauglaukumiem netika konstatētas. Kalcija jonu koncentrācija Vilkukalnā starp izcirtumiem būtiski neatšķīrās, Kūdrenī augstāka kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī tika konstatēta izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, bet objektā Zvēri tieši pretēji. Magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī objektos sausieņu mežos starp izcirtumiem būtiski neatšķiras, bet Kūdrenī tā ir augstāka izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa.

1.3.2.Aizsargjoslas

Lai konstatētu, kāda ir aizsargjoslas ietekme uz barības vielu saturu augsnes ūdenī, tika salīdzinātas elementu 2012., 2013.un 2014. gada novērojuma periodu vidējās koncentrācijas augsnes ūdenī trijās paraugu ņemšanas vietās aizsargjoslā un aizsargjoslai tuvākajā lizimetru pāri mežaudzē/izcirtumā. Latvijā minimālais ar normatīviem noteiktais aizsargjoslas platums gar ūdenstecēm ir 10 m. Šajā pētījumā tika pārbaudīts sekojošs pieņēmums: ja 10 m plata aizsargjosla darbojas pietiekami efektīvi, tad pēc kailcirtes veikšanas augsnes ūdenī 10 m no izcirtuma malas nav novērojamas būtiskas biogēno elementu koncentrācijas izmaiņas.

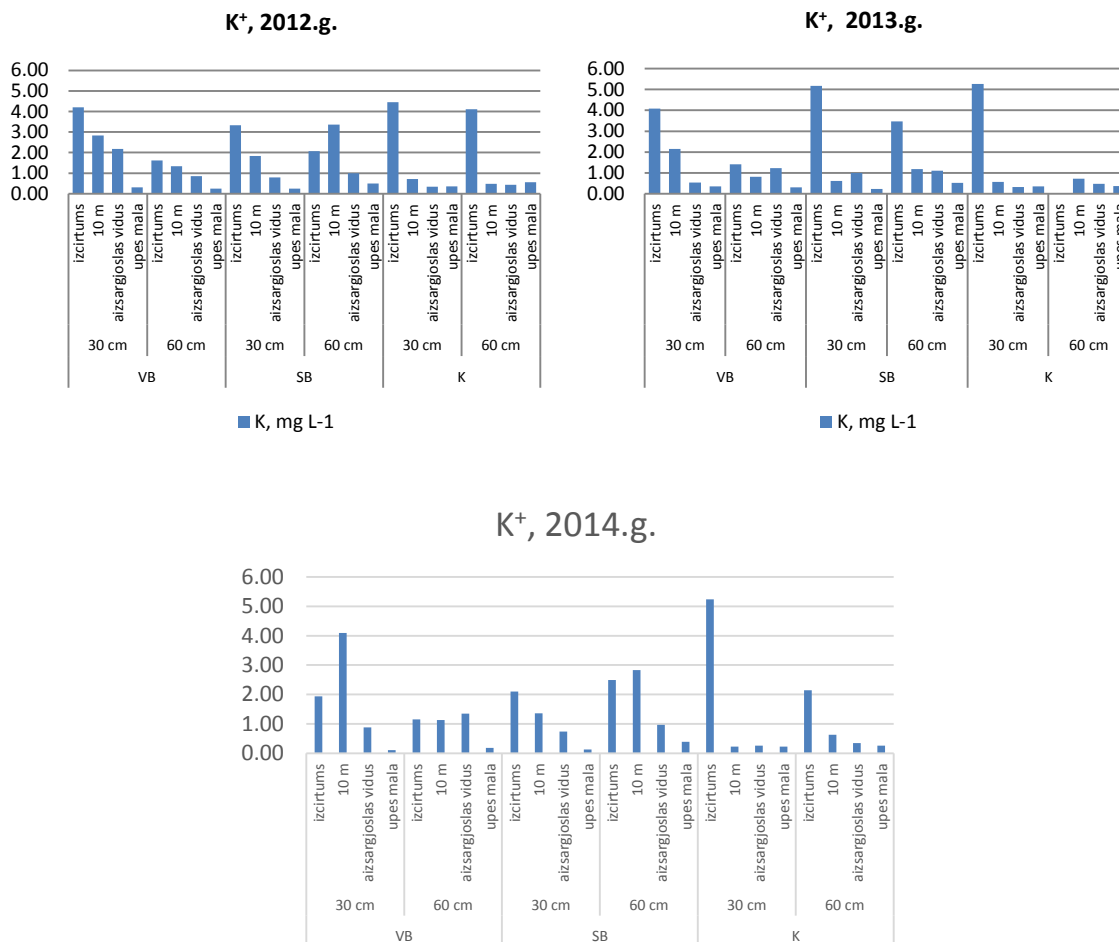
Salīdzinot nitrātu jonu koncentrāciju objektā Vilkukalns 2012.un 2013.gadā, aizsargjoslā tā ir samazinājusies visās paraugu ņemšanas vietās, izņemot augsnes dziļāko slāni 60 cm dziļumā 10 m attālumā no izcirtuma malas, kur izvākta visa biomasa. Izcirtumā pie aizsargjoslas malas nitrātu jonu koncentrāciju vidējie rādītāji bija salīdzinoši augstāki nekā aizsargjoslā, tomēr atšķirība nevienā gadījumā nebija statistiski būtiska. 2014. gadā nitrātu jonu koncentrācija augsnes ūdenī izcirtumā pie aizsargjoslas malas turpinājusi paaugstināties, taču pagaidām šī tendence nav izteikta pašā aizsargjoslā. Salīdzinot ar iepriekšējo gadu, konstatēts neliels nitrātu jonu koncentrācijas palielinājums 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos 10 m no izcirtuma aizsargjoslā pie platības, kur izvākta stumbru biomasa, tomēr līdzīgs nitrātu jonu koncentrācijas palielinājums konstatēts arī aizsargjoslā pie kontroles

platības 30 cm dziļumā (Attēls 23). Būtiska nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās augsnes ūdenī aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas konstatēta tikai kontroles variantā ($p=0.035$).



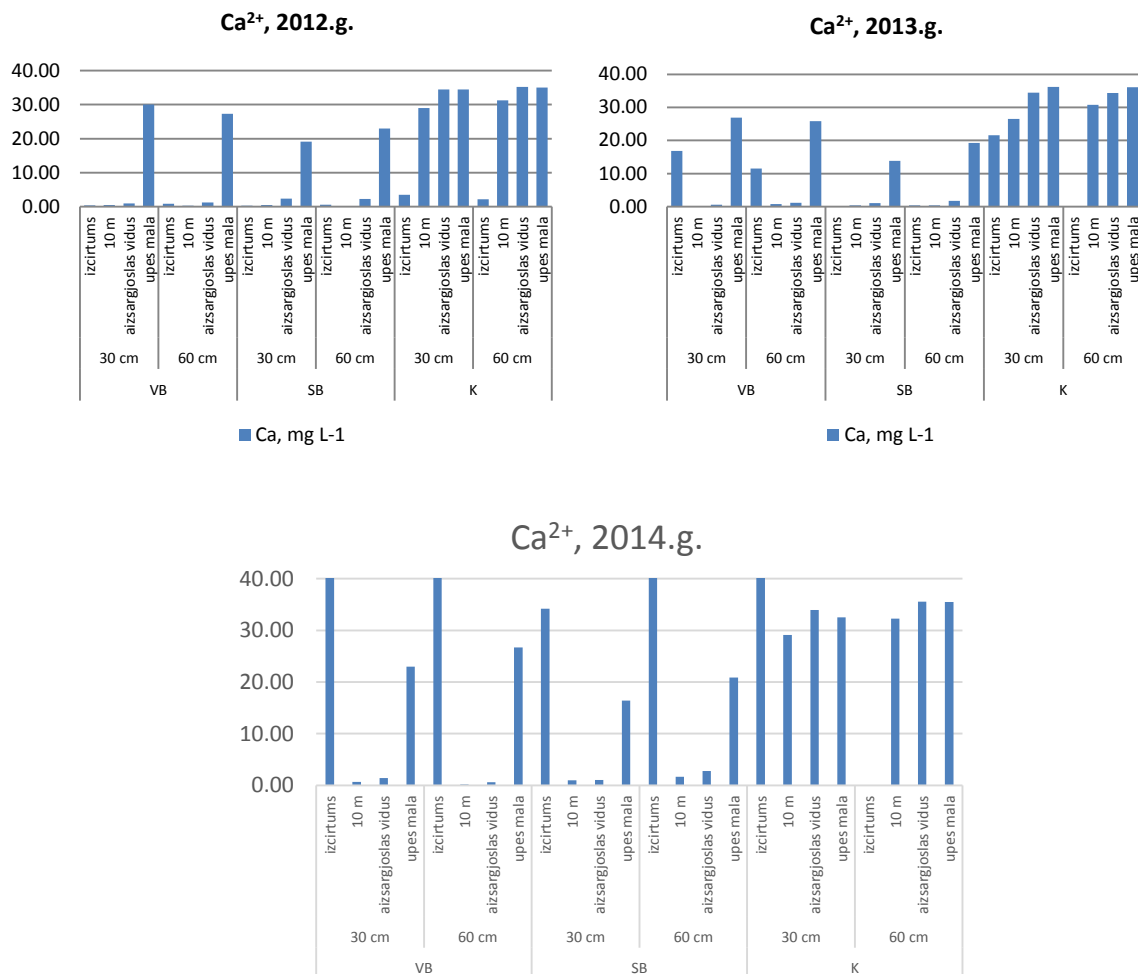
Attēls 23. Nitrātjonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Vilkukalns 2012., 2013. un 2014.gadā

Kālija jonu koncentrācija gandrīz visos gadījumos 2012.gadā mežaudzē ņemtajos paraugos vidēji bija augstāka nekā aizsargjoslā, turklāt virzienā pa nogāzi uz leju kālija koncentrācijai bija tendence samazināties. Pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas izcirtumā tā saglabājās iepriekšējā gada līmenī vai nedaudz paaugstinājās, bet aizsargjoslā, salīdzinot ar periodu pirms kailcirtes, lielākajā daļā gadījumu samazinājās. 2014.gada novērojumu periodā konstatēts kālija jonu koncentrācijas palielinājums 10 m no izcirtuma malas aizsargjoslā pie abām izcirtumu platībām, tomēr izmaiņas nav statistiski būtiskas (Attēls 24).



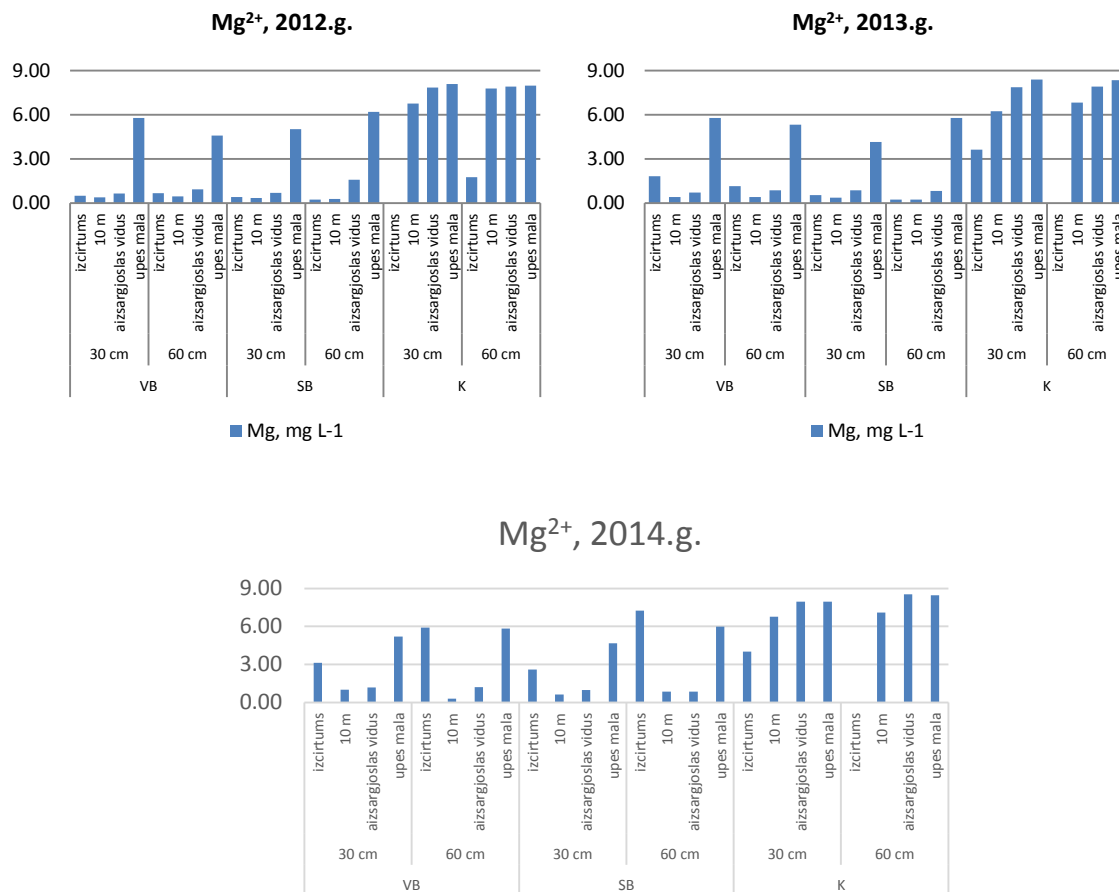
Attēls 24. Kālija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Vilkukalns 2012., 2013. un 2014.gadā

2012.gadā augsnes ūdens kālija jonu koncentrācija abās slejās, kur tika plānota saimnieciskā darbība, visaugstākā bija paraugu ņemšanas vietā vistuvāk upei, bet kontroles slejā augsta kālija jonu koncentrācija tika konstatēta visas aizsargjoslas platumā Salīdzinot 2012., 2013. un 2014. gada datus, kālija jonu koncentrācija pie upes saglabājusies aptuveni iepriekšējā gada līmenī, taču 2013.gadā palielinājusies izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, un 2014.gadā turpinājusi palielināties abos izcirtumos. Neliels palielinājums novērojams arī aizsargjoslās pie izcirtumu platībām – gan 10 m no izcirtuma malas, gan aizsargjoslas vidū. Tomēr jau 2013.gadā konstatēta arī kālija jonu koncentrācijas paaugstināšanās arī kontroles slejā mežaudzē virs aizsargjoslas, šī koncentrācija turpinājusi ievērojami paaugstināties arī 2014.gadā (Attēls 25). Arī otrajā gadā pēc kailcirtes veikšanas paraugu ņemšanas vietās pie upes saglabājas augsta kālija jonu koncentrācija, kas varētu būt saistīta ar pazemes ūdeņu izkļāšanos šajās platībās. Aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas būtiskas kālija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī nav konstatētas.



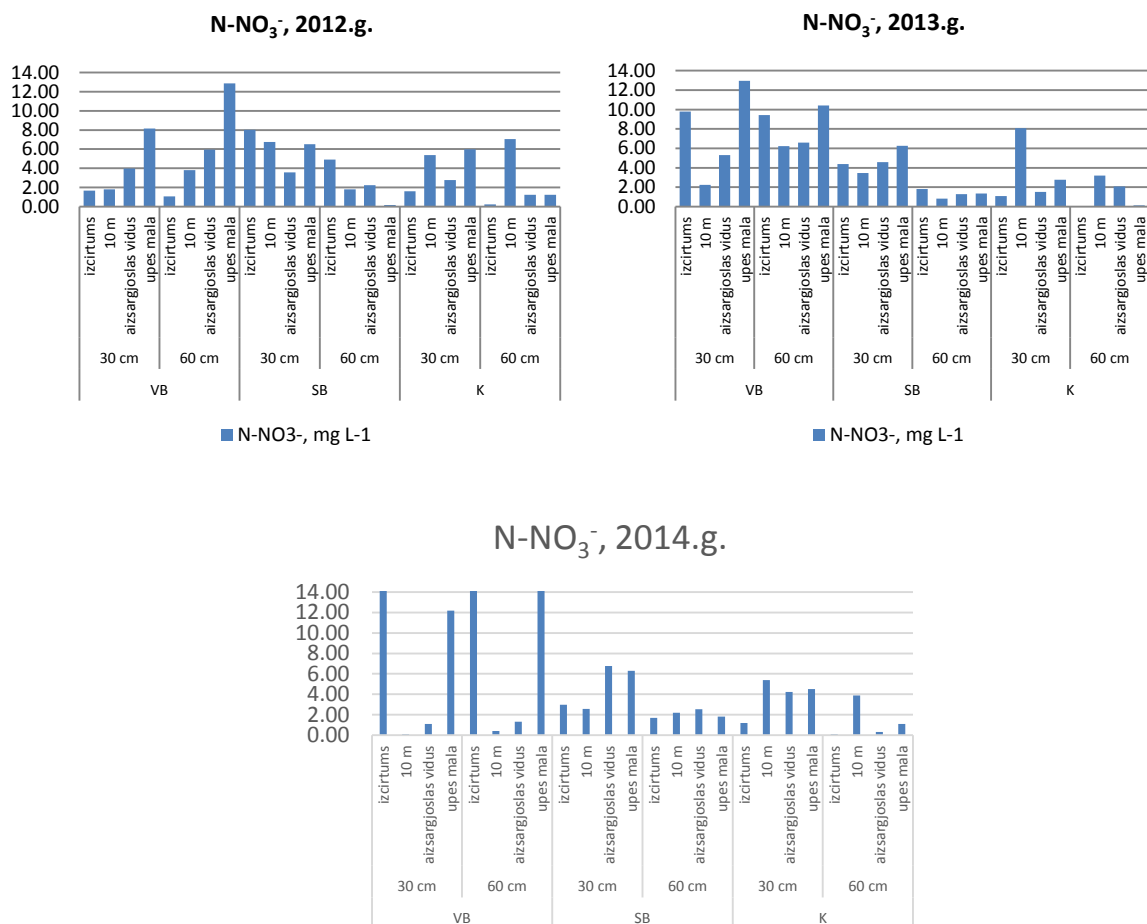
Attēls 25. Kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Vilkukalns 2012., 2013. un 2014.gadā

Līdzīgi kā kalcija jonu gadījumā, novērojumu periodā pirms saimnieciskās darbības veikšanas visaugstākās magnija koncentrācijas konstatētas paraugu ņemšanas vietās vistuvāk upei un kontroles platībā visā aizsargjoslas platumā. Pirmajā gadā pēc kailcirtes magnija koncentrācijas palielinājušās gan izcirtumos, gan arī 10 m attālumā no izcirtuma un aizsargjoslas vidū pie abiem izcirtumiem, taču relatīvi nedarz. 2014.gadā konstatēta ievērojama magnija jonu koncentrācijas palielināšanās izcirtumā, tomēr salīdzinoši neliels koncentrācijas pieaugums aizsargjoslā. Aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī nav izmanījusies būtiski. Paraugu ņemšanas vietās pie upes magnija koncentrācijas saglabājās augsta gan pirmajā, gan otrajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas. Augstais bāzisko katjonu saturs šajās paraugu ņemšanas vietās visticamāk skaidrojams ar hidroloģiskajām īpatnībām un upītes krastā esošajiem avotiem (Attēls 26).



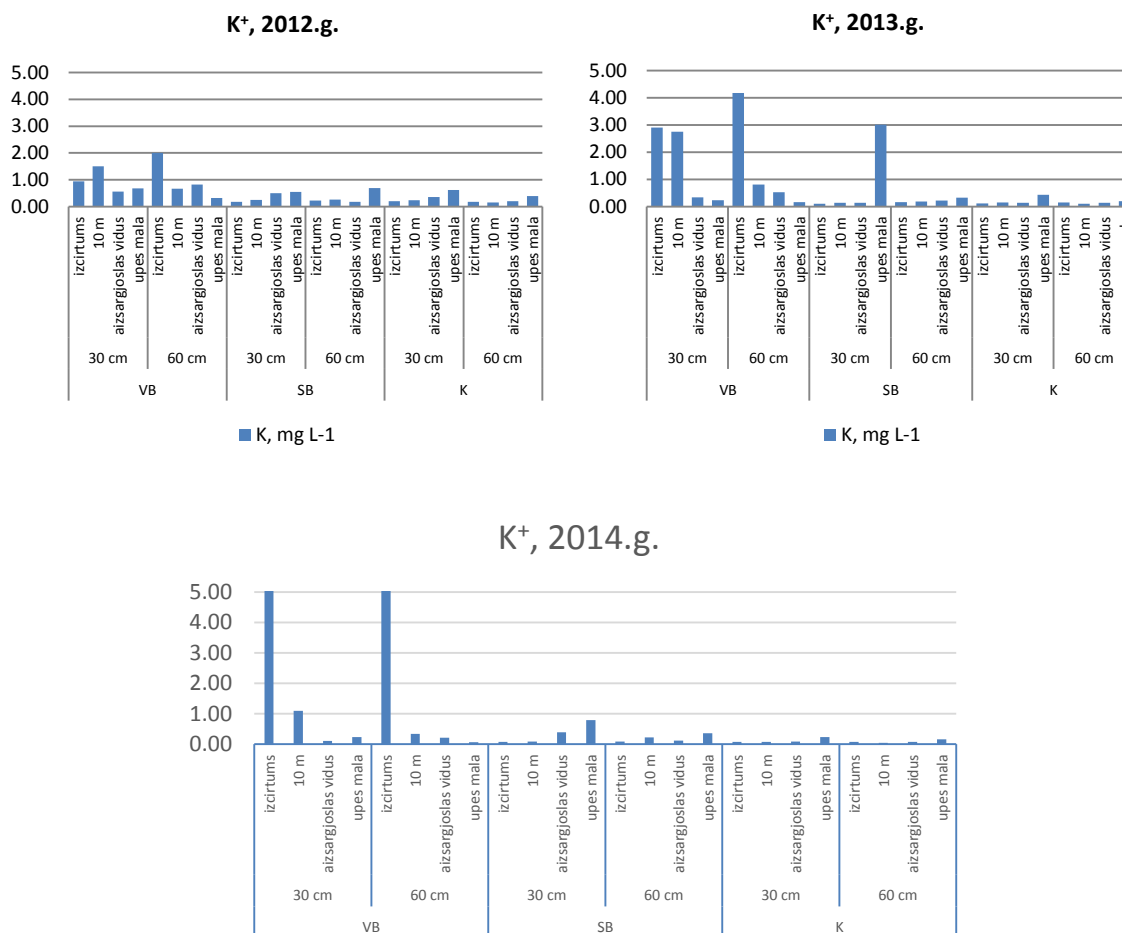
Attēls 26. Magnija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Vilkuļalns 2012., 2013. un 2014.gadā

Objektā Kūdrenis visaugstākā augsnes ūdens nitrātjonu koncentrācija 2012.gadā pirms saimnieciskās darbības veikšanas konstatēta slejā, kur paredzēta visas biomasas izvākšana, paraugu ņemšanas vietā vistuvāk ūdenstecei. Pirmajā gadā pēc kailcirtes veikšanas paaugstinājusies nitrātjonu koncentrācija abos izcirtumos, kā arī augsnes dziļākajā slānī aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas blakus platībai, kur izvākta visa biomasa. Otrajā gadā pēc saimnieciskās darbības nitrātjonu koncentrācija augsnes ūdenī turpinājusi paaugstināties izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, turpretī izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, vērojams neliels nitrātjonu koncentrācijas samazinājums. Aizsargjoslā nav konstatēta tālāka nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās augsnes ūdenī, izņemot kontroles platību (Attēls 27). Objekta aizsargjoslā 10 m no izcirtuma 2014.gadā nitrātjonu koncentrācija nav būtiski izmainījusies.



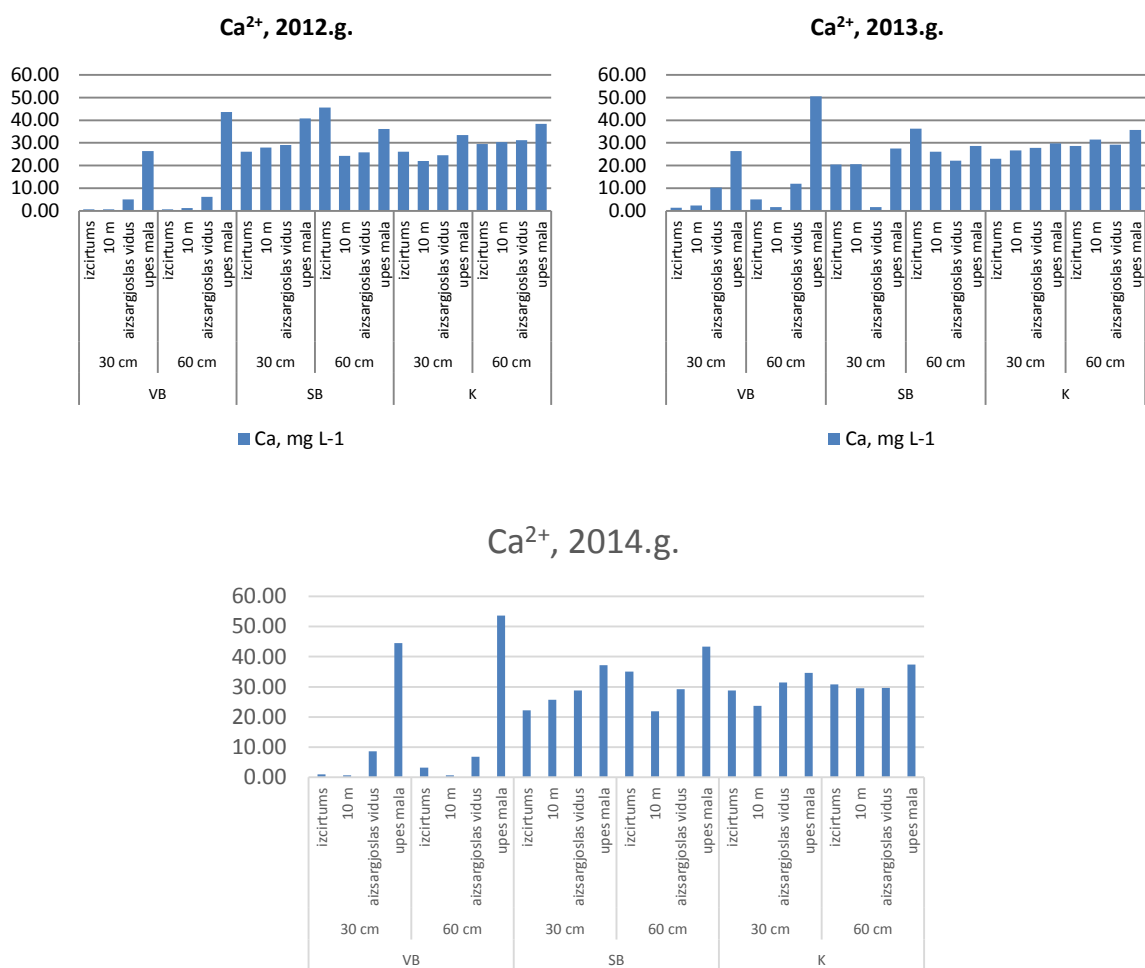
Attēls 27. Nitrātu jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Kūdrenis 2012., 2013. un 2014.gadā

Kālija jonu koncentrācija pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas palielinājusies izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, kā arī aizsargjoslā blakus šim izcirtumam, 10 m no izcirtuma malas augsnes virsējā slānī. Kālija jonu koncentrācijas pieaugums konstatēts arī aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvēkta stumbru biomasa, paraugos, kas ņemti vistuvāk ūdenstecei. Pārējās paraugu ņemšanas vietās kālija jonu koncentrācijai 2013.gadā, salīdzinot ar 2012.gadu, ir tendence samazināties. 2014.gadā ievērojami pieaugusi kālija jonu koncentrācija abās izcirtumu platībās, bet ne aizsargjoslās (Attēls 28). Aizsargjoslā 10 m no izcirtumiem kālija koncentrācija augsnes ūdenī 2014.gadā nav būtiski izmainījusies.



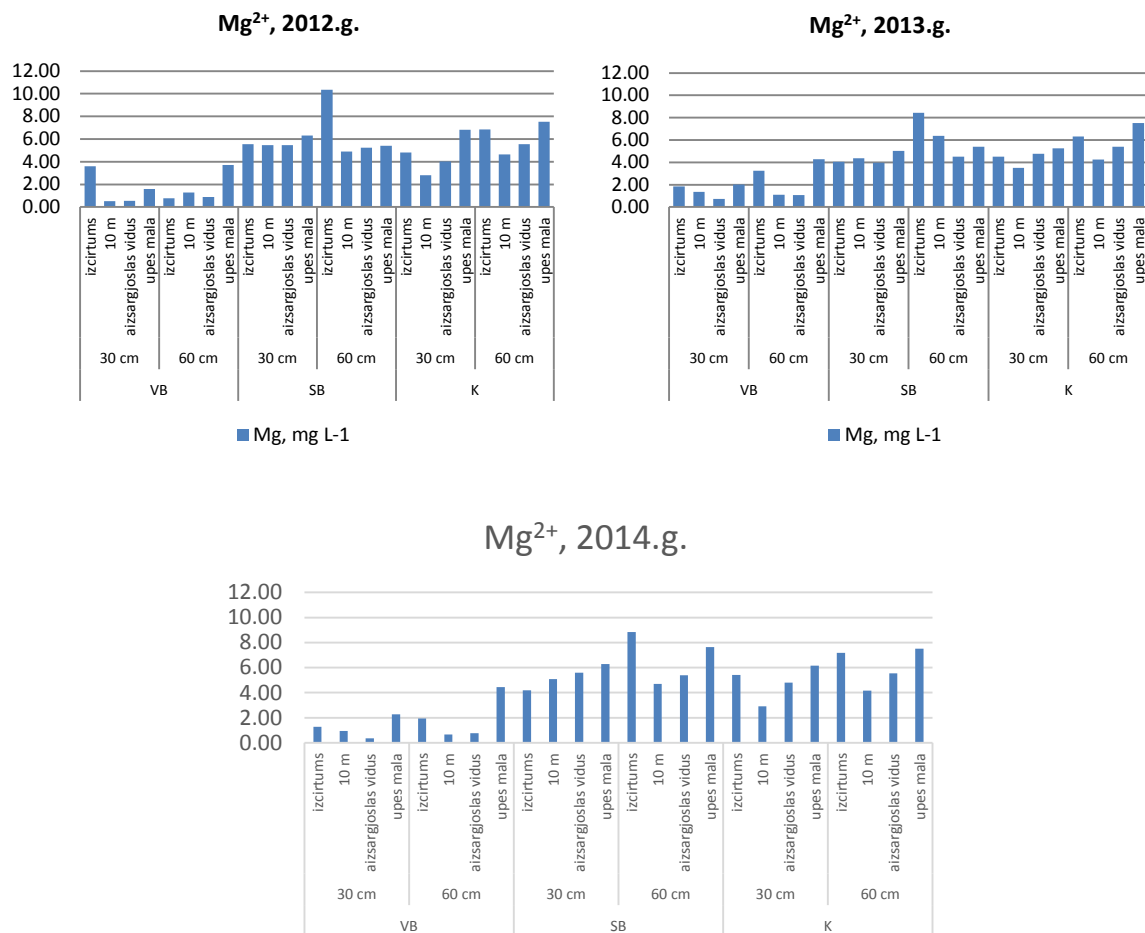
Attēls 28. Kālija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Kūdrenis 2012., 2013. un 2014.gadā

Pirms saimnieciskās darbības veikšanas 2012.gadā visaugstākās augsnes ūdens kalcijs jonu koncentrācijas tika konstatētas paraugu ņemšanas vietās pie ūdensteces, kā arī mežaudzē slejā, kur plānots veikt kailcirti ar stumbra biomasas izvākšanu. Pirmajā gadā pēc kailcirtes veikšanas kalcijs jonu koncentrācija palielinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomas, bet samazinājusies izcirtumā, kur izvākta stumbru biomas. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta visa biomas, augsnes virsējā slānī kalcijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī 2013.gadā nedaudz palielinājusies, salīdzinot ar 2012.gadu. Palielinājums konstatēts arī kontroles platības aizsargjoslā augsnes virsējā slānī. 2014.gadā kalcijs jonu koncentrācija augsnes ūdenī samazinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomas, kā arī aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas (Attēls 29). Būtiskas kalcijs jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas nav konstatētas.



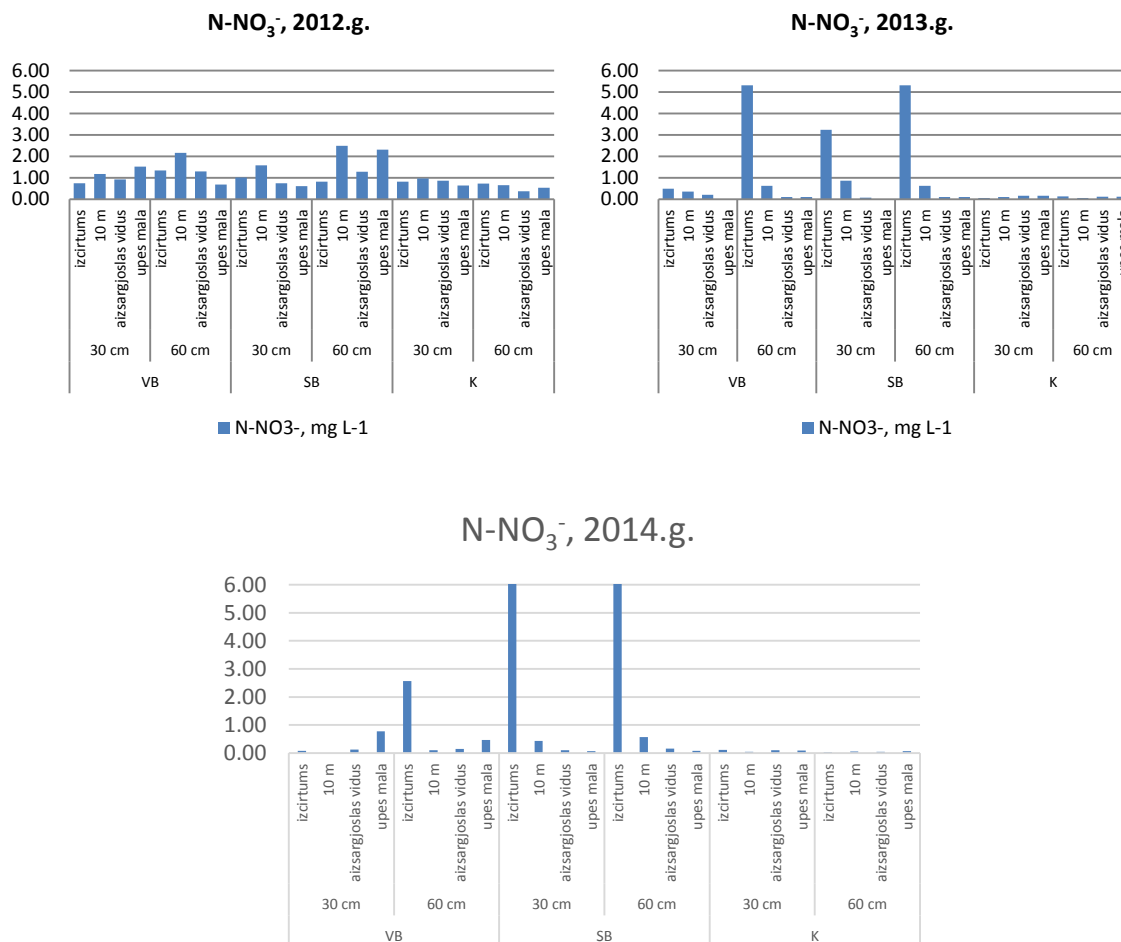
Attēls 29. Kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Kūdrenis 2012., 2013. un 2014.gadā

Magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas nedaudz palielinājusies aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta visa biomasa. Aizsargjoslā pie platības, kur izvākta stumbru biomasa, augsnes virsējā slānī magnija koncentrācija augsnes ūdenī, salīdzinot ar 2012.gadu, 2013. gadā ir samazinājusies, bet augsnes dziļākajā slānī 10 m no izcirtuma malas - nedaudz palielinājusies. Magnija jonu koncentrācija pirmajā gadā pēc kailcirtes ir palielinājusies arī aizsargjoslā pie kontroles platības, 10 m attālumā no parauglaukuma malas. 2014.gadā tālāks neliels magnija koncentrācijas palielinājums konstatēts tikai izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, kā arī šim izcirtumam piegulošajā aizsargjoslā 10 m attālumā no izcirtuma malas, taču tikai 60 cm dziļumā ņemtajos paraugos (Attēls 30). Būtiskas magnija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas 2014.gadā netika konstatētas.



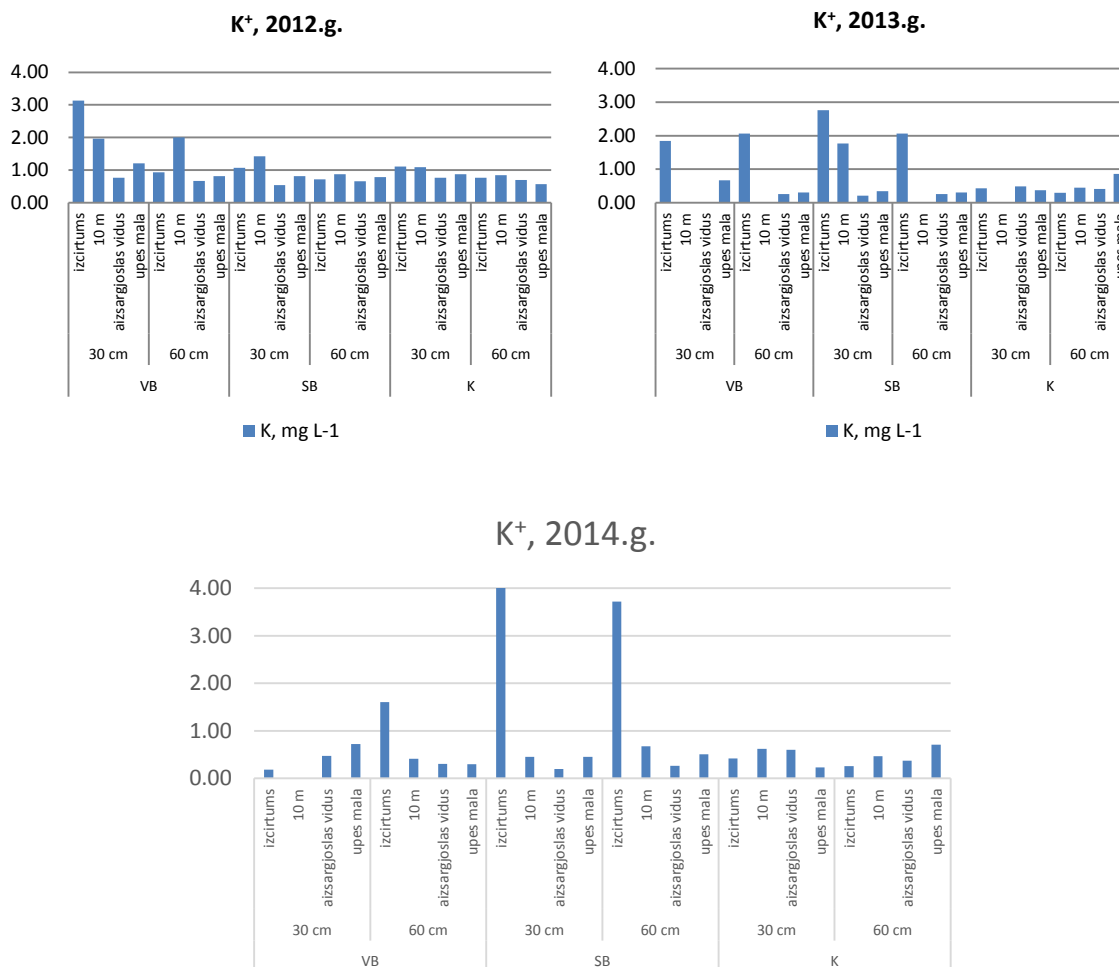
Attēls 30. Magnija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Kūdrēnis 2012., 2013. un 2014.gadā

Objektā Zvēri nitrātjonu koncentrācijas augsnes ūdenī pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas palielinājās abās izcirtumu platībās, izņemot izcirtuma ar visas biomasas izvākšanu virsējo augsnes slāni. Visās pārējās salīdzinātajās paraugu ņemšanas vietās nitrātjonu koncentrācija augsnes ūdenī 2013.gadā, salīdzinot ar 2012. gadu, ir samazinājusies. 2014.gadā konstatēta tālāka augsnes ūdens nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, taču aizsargjoslās līdzīga tendence nav novērota (Attēls 31). Aizsargjoslā 10 m no izcirtumu malas būtiska nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās augsnes ūdenī 2014.gadā nav novērota.



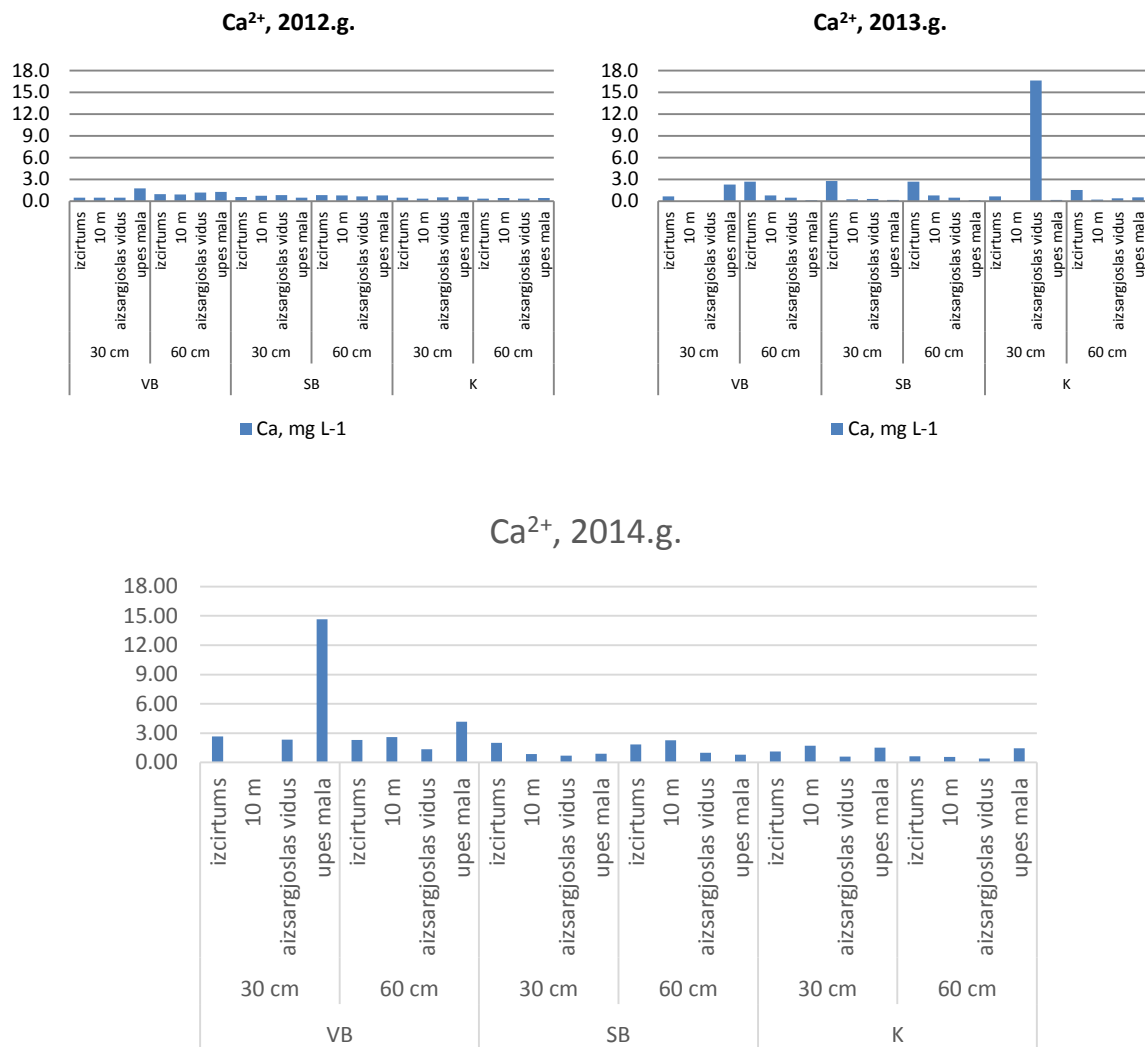
Attēls 31. Nitrātu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Zvēri 2012., 2013. un 2014.gadā

Kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, 2013.gadā samazinājās 30 cm dziļumā, bet palielinājās 60 cm dziļumā, savukārt izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, - palielinājās abos dziļumos. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta visa biomasa, kālija koncentrācija augsnes ūdenī 2013.gadā, salīdzinot ar 2012.gadu, samazinājās, tāpat arī lielākajā daļā paraugu ņemšanas vietu aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta stumbru biomasa. Izņēmums ir paraugu ņemšanas vieta 10 m no izcirtuma malas augsnes virsējā slānī, kur kālija jonu koncentrācija 2013.gadā, salīdzinājumā ar novērojumu periodu pirms saimnieciskās darbības, palielinājās. 2014.gadā izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, konstatēta tālāka kālija jonu koncentrācijas palielināšanās abos paraugu ņemšanas dziļumos. Šim izcirtumam piegulošajā aizsargjoslā 10 m no izcirtuma malas konstatēta kālija jonu koncentrācijas samazināšanās augsnes ūdenī augšējā augsnes slānī, salīdzinot ar 2013.gadu. Parauga tilpuma nepietiekamības dēļ trūkst informācijas par dziļāko augsnes slāni šajā punktā, tomēr, salīdzinot ar 2012.gadu, arī tajā kālija koncentrācija ir samazinājusies (Attēls 32). Būtiskas kālija jonu koncentrācijas izmaiņas aizsargjoslā 10 m attālumā no izcirtuma 2014.gadā netika konstatētas.



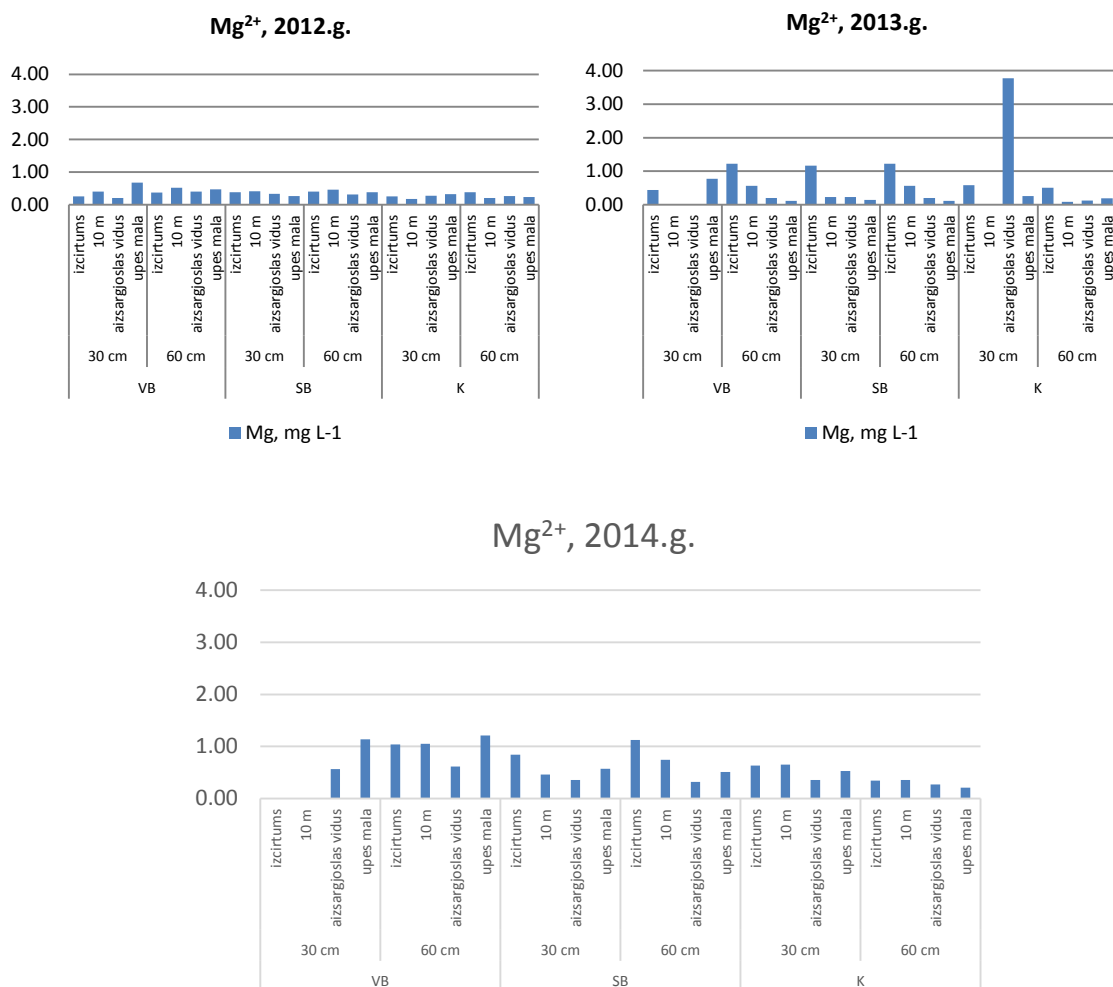
Attēls 32. Kālija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Zvēri 2012., 2013. un 2014.gadā

Kalcija jonu koncentrācijas augsnes ūdenī pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas ir palielinājušās abās izcirtumu platībās, kā arī aizsargjoslas vidū pie kontroles parauglaukuma un pašā kontroles parauglaukumā. Pārējās platībās kalcija jonu koncentrācijai augsnes ūdenī ir tendence samazināties, salīdzinot 2012.un 2013.gada datus. 2014.gadā konstatēts, ka kalcija koncentrācijai augsnes ūdenī lielākajā daļā analizēto punktu ir tendence nedaudz palielināties (Attēls 33). Aizsargjoslā 10 m no izcirtumu malas augsnes ūdens kalcija jonu koncentrācija 2014.gadā nav izmainījusies būtiski.



Attēls 33. Kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Zvēri 2012., 2013. un 2014.gadā

Pirmajā gadā pēc saimnieciskās darbības izcirtumu platībās augsnes ūdens magnija jonu koncentrācija pēc saimnieciskās darbības ir palielinājusies. Aizsargjoslās magnija jonu koncentrācijas izmaiņas 2013.gadā ir nelielas, izņēmums ir aizsargjosla pie kontroles platības, kuras vidū, līdzīgi kā ar kalcija joniem, ir vērojams arī neizskaidrots magnija jonu koncentrācijas palielinājums augsnes ūdenī 30 cm dziļumā. 2014.gadā magnija jonu koncentrācijai augsnes ūdens paraugos gan izcirtumos, gan aizsargjoslās ir tendence nedaudz palielināties (Attēls 34). Aizsargjoslā 10 m no izcirtumu malas magnija jonu koncentrācija 2014.gadā nav mainījies būtiski.

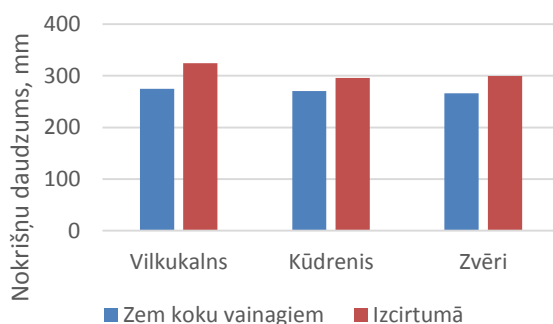


Attēls 34. Magnija jonu koncentrācijas izmaiņas augsnes ūdenī aizsargjoslā objektā Zvēri 2012., 2013. un 2014.gadā

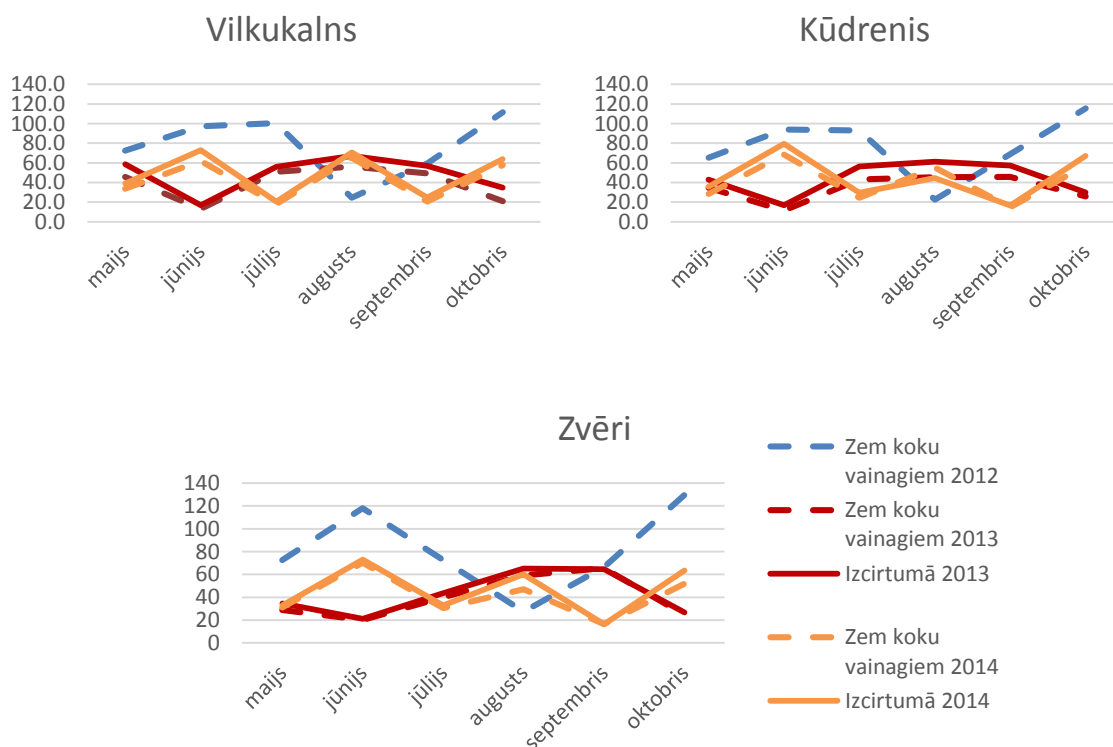
Arī otrajā gadā pēc kailcirtes nav konstatēta strauja biogēno elementu koncentrācijas palielināšanās augsnes ūdenī izcirtumam piegulošajā aizsargjoslā. Nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās konstatēta tikai izcirtumos, bet ne aizsargjoslā. Kālija jonu koncentrācijas palielināšanās aizsargjoslā novērota tikai objektā Vilkukalns, pārējos divos objektos konstatēta kālija jonu koncentrācijas palielināšanās tikai izcirtumā, bet objektā Zvēri kālija jonu koncentrācija augsnes ūdenī aizsargjoslā samazinājusies. Ir novērota neliela kalcija un magnija jonu koncentrācijas palielināšanās, tomēr tā konstatēta gan izcirtumiem, gan kontroles platībai piegulošajās aizsargjoslās. Visos trijos pētījuma objektos aizsargjoslā 10 m attālumā no izcirtumu malas netika konstatētas būtiskas biogēno elementu koncentrācijas izmaiņas otrajā gadā pēc kailcirtes, kas ļauj pieņemt, ka 10 m plata aizsargjosla šādos apstākļos darbojas efektīvi. Pētījums jāturpina, analizējot aizsargjoslas efektivitāti arī turpmākajos gados, jo iespējams, ka otrajā gadā pēc kailcirtes biogēno elementu izskalošanās no platībām vēl nav sasniegusi savu maksimumu.

1.3.3. Nokrišņi

Kopējais nokrišņu daudzums pētījuma objektos 2014.gada novērojumu periodā (no maija līdz oktobra beigām) svārstījās no 266 mm līdz 274 mm zem koku vainagiem un no 296 mm līdz 324 mm izcirtumā. Salīdzinot ar iepriekšējiem gadiem, kopējais nokrišņu daudzums bija mazāks nekā 2012.gadā, bet lielāks nekā 2013.gadā (salīdzinājumam - 2012.gadā pētījuma objektos izkrita kopā 490-517 mm nokrišņu un 2013.gadā 206-290 mm nokrišņu) (Attēls 35). Atšķiras arī nokrišņu daudzuma sadalījums pa mēnešiem – iepriekšējā gadā jūnijā konstatēts vismazākais nokrišņu daudzums, bet 2014.gadā tas bijis vislielākais (Attēls 36). Vislielākās nokrišņu daudzuma atšķirības zem koku vainagiem un izcirtumā konstatētas objektā Kūdrenis, bet vismazākās - objektā Zvēri, kas atkarīgs no meža tipa un mežaudzes struktūras īpatnībām.



Attēls 35. Kopējais nokrišņu daudzums objektos no 2014.gada aprīļa līdz oktobrim

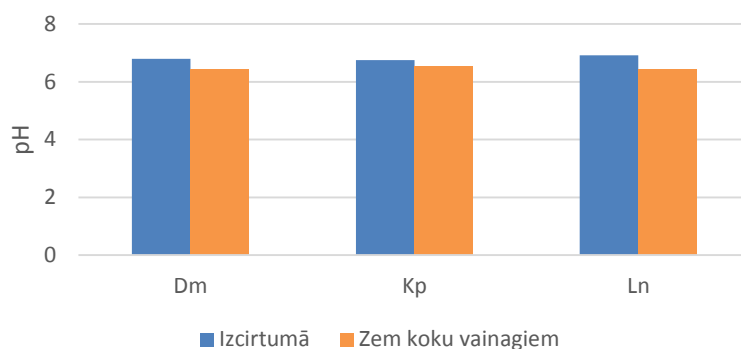


Attēls 36. Nokrišņu daudzums pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā

Nokrišņu ūdens pH vērtības objektā Vilkuksalns svārstījās no 6.0 līdz 6.9 zem koku vainagiem un no 6.1 līdz 7.4 izcirtumā; objektā Kūdrenis no 6.1 līdz 7.0 zem koku vainagiem un no 6.0 līdz 7.4

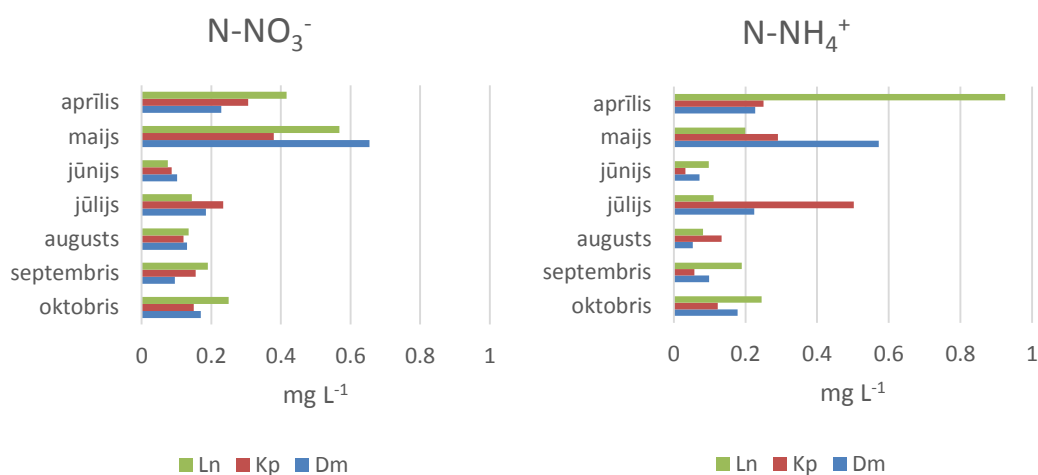
izcirtumā; objektā Zvēri no 5.7 līdz 7.0 zem koku vainagiem un no 6.1 līdz 7.6 izcirtumā. Vidējās nokrišņu ūdens pH vērtības novērojumu periodā visos trijos objektos zem koku vainagiem bija visai līdzīgas - 6.4 objektā Vilkukalns (Dm), 6.5 objektā Kūdrenis (Kp) un 6.4 objektā Zvēri (Ln). Izcirtumā vidējā nokrišņu ūdens pH vērtība bija 6.8 objektos Vilkukalns un Kūdrenis, bet 6.9 objektā Zvēri.

Ūdenim plūstot caur koku vainagiem, tas absorbē vielas, kas nogulsņējušās uz skuju un lapu virsmas. Nokrišņi zem koku vainagiem skuju koku mežos ir nedaudz skābāki nekā atklāta lauka nokrišņi, kas skaidrojams ar brīvo skābju daudzuma palielināšanos zem skuju koku vainagiem. Šāda tendence novērojama arī visos mūsu pētījuma objektos (Attēls 37).



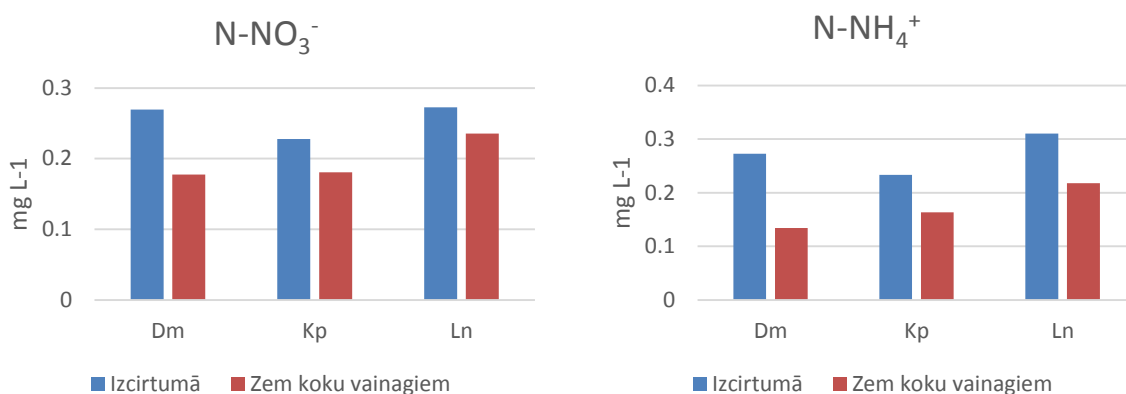
Attēls 37. Nokrišņu ūdens pH vērtības zem koku vainagiem un izcirtumā pētījuma objektos 2014.gadā

2014.gada sezonā nitrātjonu koncentrācija nokrišņos objektā Vilkukalns zem koku vainagiem svārstījās no 0.06 līdz 0.55 mg L⁻¹ (2013.gadā no 0.02 līdz 0.4 mg L⁻¹), objektā Kūdrenis – no 0.07 līdz 0.40 mg L⁻¹ (2013.gadā no 0.07 līdz 0.2 mg L⁻¹), bet objektā Zvēri – no 0.05 līdz 0.47 mg L⁻¹ (2013.gadā no 0.06 līdz 0.3 mg L⁻¹). Maksimālā nitrātjonu koncentrācija nokrišņos visos objektos konstatēta maijā. Amonija jonu koncentrācija nokrišņos visos objektos 2014. gadā svārstījās ļoti plašās robežās - Vilkukalnā no 0.002 līdz 0.406 mg L⁻¹, Kūdrēnī no 0.002 līdz 0.816 mg L⁻¹, objektā Zvēri no 0.050 līdz 0.826 mg L⁻¹. N-NH₄⁺ koncentrācija objektā Zvēri maksimālā bija aprīlī, objektā Vilkukalns – maijā, bet objektā Kūdrenis – jūnijā (Attēls 38).



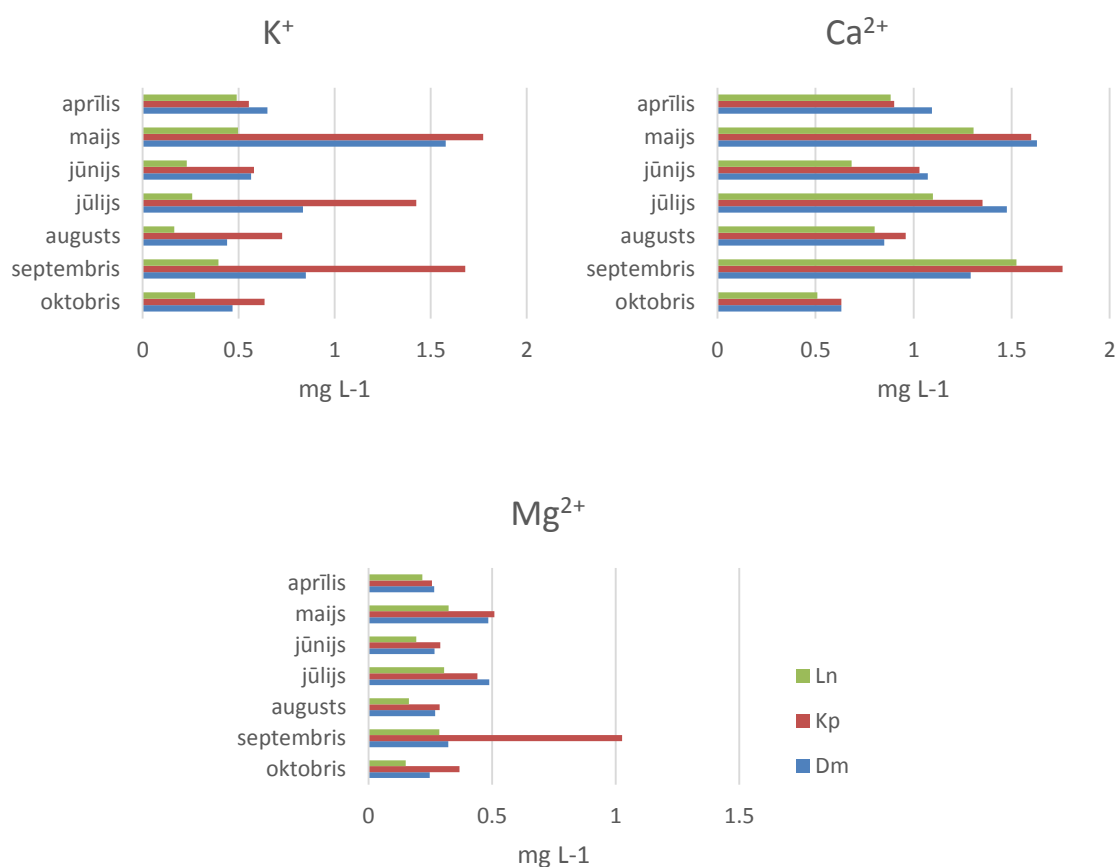
Attēls 38. Nitrātjonu un amonija jonu saturs nokrišņu ūdenī pētījuma objektos novērojumu periodā 2014.gadā

Nokrišņos, kas izkrīt caur koku vainagiem, konstatētās slāpekļa savienojumu koncentrācijas bija zemākas nekā atklāta lauka nokrišņos (Attēls 39). Līdzīga likumsakarība konstatēta arī Integrālā monitoringa parauglaukumos (Tērauda 2008).



Attēls 39. Vidējās nitrātjonu un amonija jonu koncentrācijas nokrišņos zem koku vainagiem un izcirtumā pētījuma objektos 2014.gadā

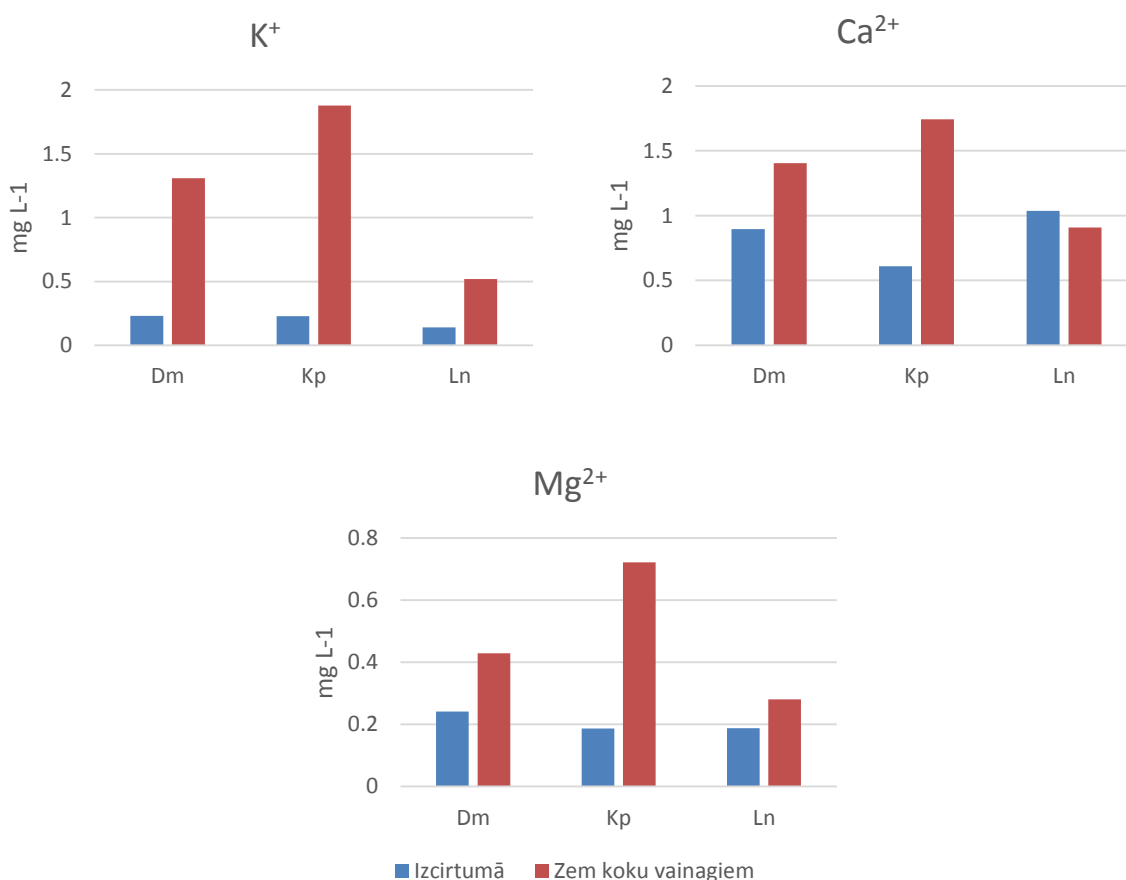
Kālija jonu saturs nokrišņos zem koku vainagiem 2014.gadā objektā Vilkukalns svārstījās no 0.83 līdz 2.02 mg L⁻¹ (0.7 līdz 2.9 mg L⁻¹ 2013.gadā), objektā Kūdrenis - no 0.94 līdz 3.27 mg L⁻¹ (0.8 līdz 2.2 mg L⁻¹ 2013.gadā), bet objektā Zvēri - no 0.28 līdz 0.74 mg L⁻¹ (0.3 līdz 2.1 mg L⁻¹ 2013.gadā). K⁺ koncentrācija objektā Vilkukalns ievērojami pieaugusi maijā. (Attēls 40).



Attēls 40. Kālija, kalcija un magnija saturs nokrišņu ūdenī pētījuma objektos 2014.gada novērojumu period

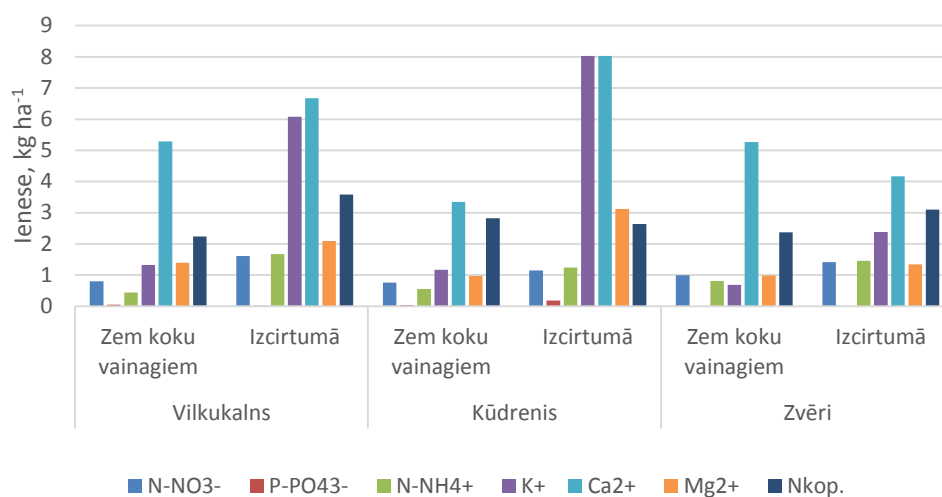
Kalcija jonu saturs nokrišņu ūdenī objektā Vilkukalns 2014.gadā svārstījās no 1.0 līdz 1.9 mg L⁻¹ (1.3 līdz 3.1 mg L⁻¹ 2013.gadā), objektā Kūdrenis - no 1.1 līdz 2.9 mg L⁻¹ (1.7 līdz 5.3 mg L⁻¹ 2013.gadā), bet objektā Zvēri - no 0.4 līdz 1.3 mg L⁻¹ (0.9 līdz 3.6 mg L⁻¹ 2013.gadā). Objektā Vilkukalns tas vislielākais bija maijā, bet objektos Zvēri un Kūdrenis - septembrī. Magnija jonu saturs Vilkukalnā 2014.gadā svārstījās robežās no 0.32 līdz 0.62 mg L⁻¹ (0.4 līdz 0.9 mg L⁻¹ 2013.gadā), Kūdrenī - no 0.36 līdz 1.84 mg L⁻¹ (0.5 līdz 2.8 mg L⁻¹ 2013.gadā), bet objektā Zvēri - no 0.20 līdz 0.36 mg L⁻¹ (0.3 līdz 0.6 mg L⁻¹ 2013.gadā).

Bāzisko katjonu koncentrācija nokrišņos, kas izkrīt caur koku vainagiem, bija augstāka nekā nokrišņos, kas izkrīt izcirtumā, tas tāpat saistīts ar nogulsņējušos vielu noskalošanos no skujām un lapām (Attēls 41).



Attēls 41. Kālija, kalcija un magnija vidējā koncentrācija nokrišņos zem vainagiem un izcirtumā pētījuma objektos 2014.gadā

42. attēlā parādīta summārā barības vielu ienese ar nokrišņiem 2014. gada novērojumu periodā zem koku vainagiem un izcirtumā (Attēls 42). Visos objektos izcirtumā vielu ienese ar nokrišņiem bija lielāka nekā zem koku vainagiem. Biogēno elementu kopējā ienese 2014.gadā bija lielāka nekā 2013.gadā, tas skaidrojams gan ar nokrišņu daudzuma atšķirībām, gan atsevišķu elementu koncentrāciju atšķirībām nokrišņos (Tabula 2).



Attēls 42. Ar nokrišņiem ienesto ķīmisko elementu kopējā masa pētījuma objektos zem koku vainagiem un izcirtumā 2014.gada novērojumu periodā

Tabula 2.

Slāpekļa savienojumu un bāzisko katjonu ienese ar nokrišņiem pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā (ZV - zem vainagiem; IZC - izcirtumā)

Objekts	Gads	N-NO ₃ ⁻ , kg ha ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , kg ha ⁻¹	K ⁺ , kg ha ⁻¹	Ca ²⁺ , kg ha ⁻¹	Mg ²⁺ , kg ha ⁻¹
Vilkukalns	2012	1,83	1,00	6,14	4,59	1,61
	2013 ZV	0,28	0,28	2,89	3,96	1,11
	2013 IZC	0,26	0,08	0,39	3,47	0,70
	2014 ZV	0,80	0,43	1,32	5,29	1,40
	2014 IZC	1,61	1,67	6,07	6,67	2,10
Kūdrenis	2012	2,46	1,60	8,20	4,98	2,70
	2013 ZV	0,16	0,38	2,67	5,23	1,89
	2013 IZC	0,12	0,12	0,59	3,76	0,84
	2014 ZV	0,75	0,55	1,16	3,34	0,97
	2014 IZC	1,15	1,24	8,03	8,03	3,12
Zvēri	2012	2,32	0,77	3,58	4,02	1,51
	2013 ZV	0,27	0,26	1,74	5,09	0,84
	2013 IZC	0,23	0,004	0,39	3,73	0,45
	2014 ZV	0,99	0,81	0,69	5,26	0,98
	2014 IZC	1,41	1,46	2,38	4,17	1,34

1.3.4. Gruntsūdens, upes ūdens, avota ūdens, pazemes spiedes ūdens

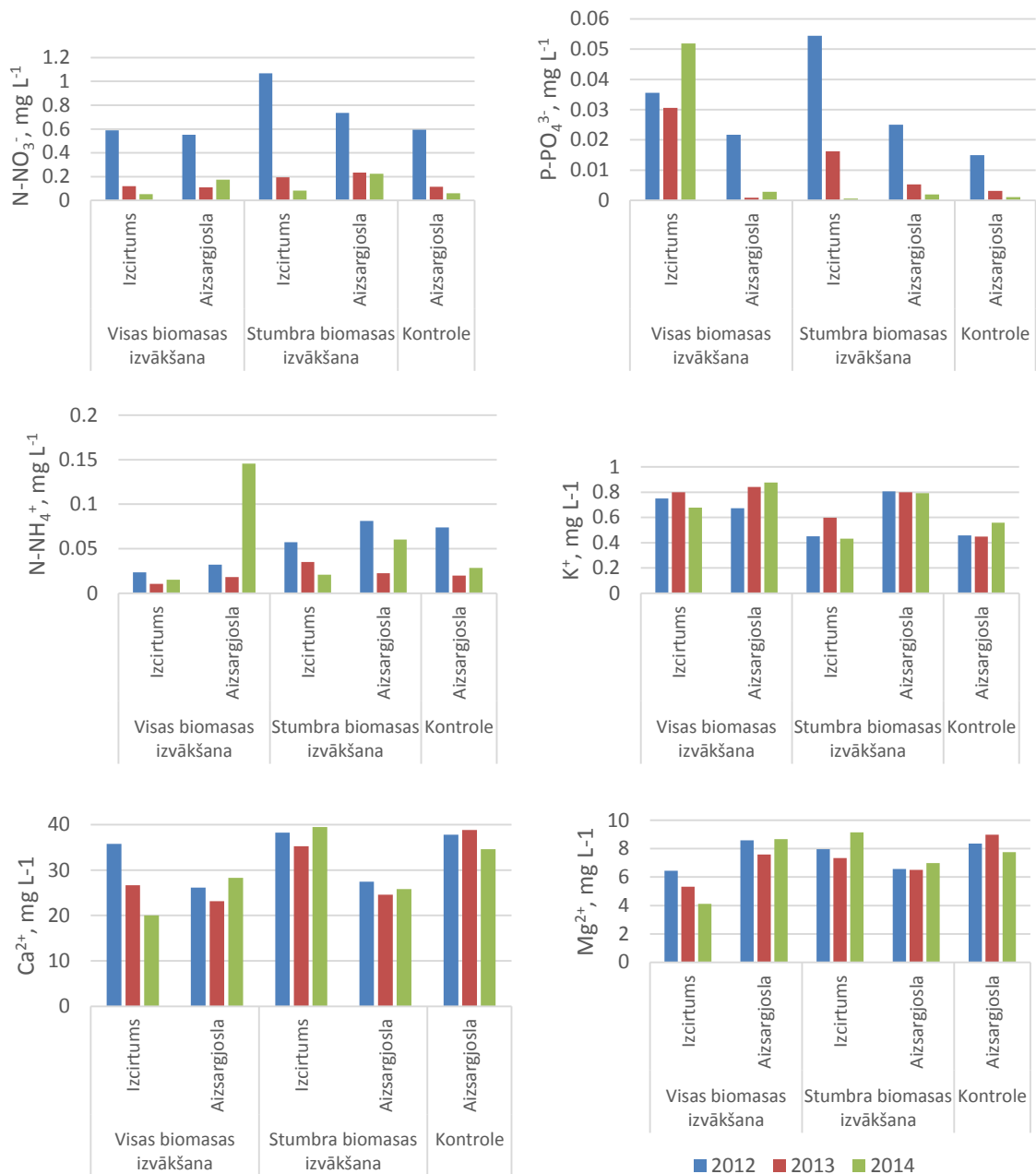
Gruntsūdens

No gruntsūdens akām paraugi ņemti 14 reizes, kopā analizēti 224 paraugi. Gruntsūdenī noteikto parametru vidējās vērtības apkopotas 3.tabulā (Tabula 3). Objektos Vilkukalns un Zvēri konstatētas ļoti līdzīgas pH vērtības, Kūdrenī tās bija nedaudz zemākas. Gruntsūdeņu pH vērtības nogāzes augšdaļā un lejasdaļā bija visai līdzīgas, tāpat ļoti līdzīgas vidējās pH vērtības ir vienā un tajā pašā objektā atšķirīgos gados. 2014. gadā objektā Vilkukalns nitrātujonu vidējā koncentrācija nogāzes lejasdaļā ir tāda pati kā 2013.gadā, bet nogāzes augšdaļā tā gandrīz uz pusi samazinājusies, salīdzinot ar iepriekšējo gadu. Objektā Kūdrenis vidējā nitrātujonu koncentrācija gan nogāzes augšdaļā, gan lejasdaļā palielinājusies, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, nogāzes lejasdaļā saglabājoties vairākas reizes augstāka. Objektā Zvēri nitrātujonu vidējā koncentrācija gruntsūdenī samazinājusies gan nogāzes augšdaļas, gan lejasdaļas akās, nogāzes lejasdaļā tā ir nedaudz augstāka. Fosfātujonu vidējā koncentrācija gruntsūdenī objektā Vilkukalns nogāzes augšdaļā ir ievērojami augstāka nekā lejasdaļā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, tā mainījusies nedaudz. Objektos Kūdrenis un Zvēri fosfātujonu vidējā koncentrācija gruntsūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, samazinājusies. Amonija jonu vidējā koncentrācija gruntsūdenī 2014.gadā objektā Vilkukalns ir palielinājusies nogāzes lejasdaļā, bet nedaudz samazinājusies nogāzes augšdaļā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu. Objektos Kūdrenis un Zvēri amonija jonu vidējā koncentrācija, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir samazinājusies. Bāzisko katjonu vidējā koncentrācija gruntsūdenī objektos sausieņu mežos ir visai līdzīga iepriekšējā gada vērtībām, Kūdrenī nedaudz samazinājusies kālija jonu koncentrācija, bet objektā Zvēri palielinājusies kalcija jonu koncentrācija.

Tabula 3.

Gruntsūdenī noteikto biogēno elementu koncentrācija pētījuma objektos

Objekts	Novietoj.	pH			N-NO ₃ , mg L ⁻¹			P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹			N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹			K ⁺ , mg L ⁻¹			Ca ²⁺ , mg L ⁻¹			Mg ²⁺ , mg L ⁻¹		
		2012 .	2013 .	2014 .	2012 .	2013 .	2014 .	2012 .	2013 .	2014 .	2012 .	2013 .	2014 .	2012 .	2013 .	2014.	2012. .	2013. .	2014. .	2012. .	2013 .	2014.
Vilkukaln s	Nogāzes lejasdaļa	7.9	8.0	8.1	0.62 7	0.15 3	0.15 2	0.02 2	0.00 3	0.00 2	0.06 7	0.02 0	0.07 8	0.64 7	0.69 7	0.743	30.31 0	28.83 9	29.51 1	7.869	7.69 9	7.807
	Nogāzes augšdaļa	8.0	7.9	8.0	0.84 0	0.15 8	0.06 8	0.04 5	0.02 3	0.02 6	0.04 2	0.02 3	0.01 8	0.59 2	0.69 9	0.559 8	37.05 9	30.95 1	29.40 3	7.249	6.33 5	6.546
Kūdrenis	Nogāzes lejasdaļa	7.1	7.3	7.2	3.45 2	1.97 8	3.20 7	0.40 3	0.04 1	0.01 1	1.07 1	0.04 2	0.02 4	0.54 8	0.26 0	0.175	39.04 4	34.15 5	36.29 6	6.979	7.72 8	7.070
	Nogāzes augšdaļa	7.3	7.4	7.2	0.63 9	0.65 0	0.19 5	0.03 2	0.01 9	0.01 3	0.11 8	0.13 4	0.05 1	0.38 7	0.42 3	0.322	25.19 3	23.76 5	21.37 1	6.302	8.17 8	5.222
Zvēri	Nogāzes lejasdaļa	7.7	7.9	7.9	0.62 5	0.12 5	0.05 1	0.03 0	0.01 7	0.01 5	0.03 5	0.02 1	0.00 8	0.48 6	0.42 8	0.341	38.83 5	35.77 1	38.97 2	10.12 3	9.45 8	10.11 0
	Nogāzes augšdaļa	7.8	8.0	8.0	0.51 7	0.07 9	0.04 3	0.02 1	0.01 3	0.00 8	0.02 4	0.01 9	0.00 9	0.43 2	0.34 8	0.320	30.88 8	28.22 6	30.27 3	10.27 7	9.50 9	10.08 7



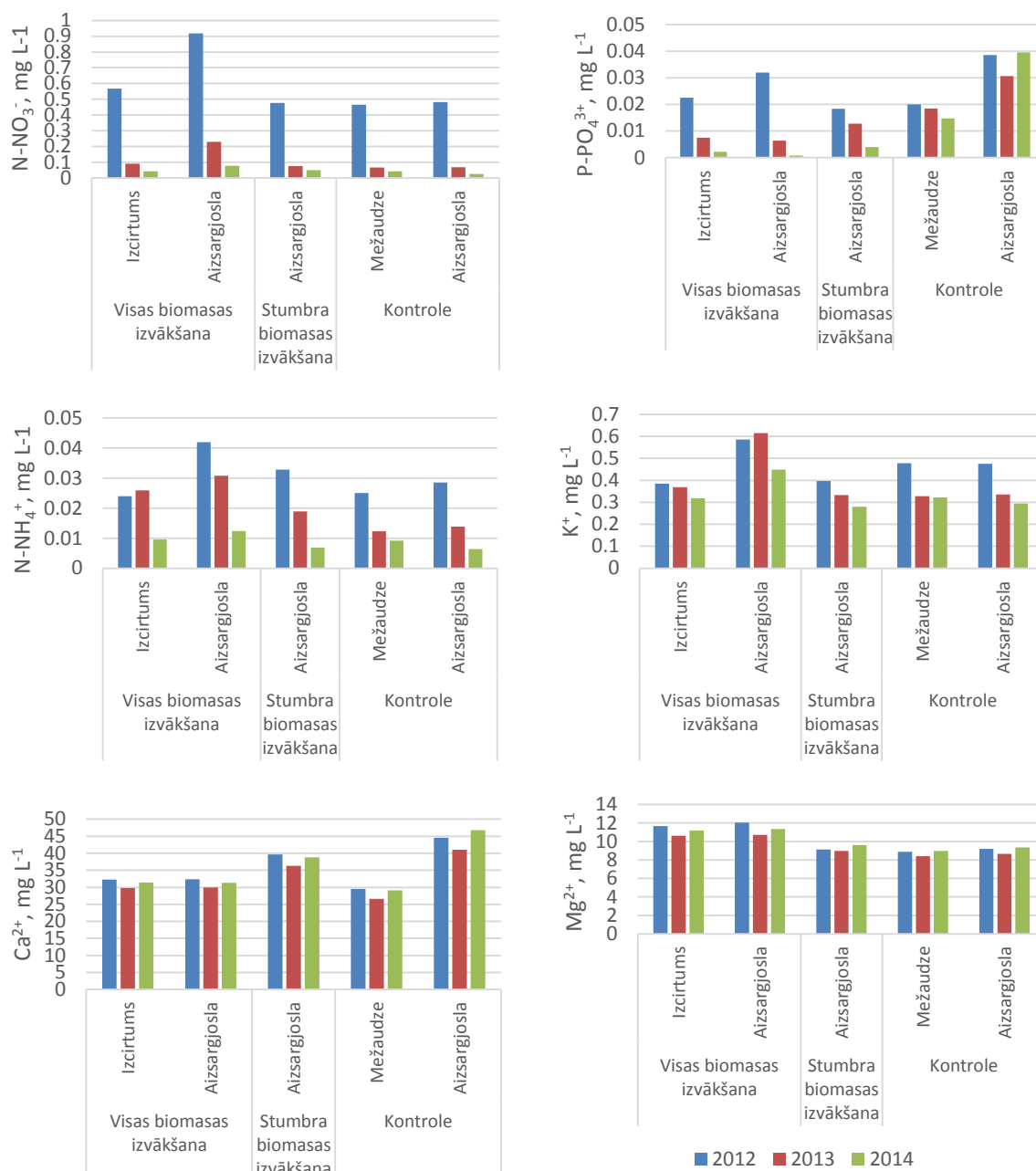
Attēls 43. Biogēno elementu koncentrācijas gruntsūdenī objektā Vilkukalns 2012., 2013. un 2014.gadā

43.attēlā salīdzināta biogēno elementu vidējā koncentrācija gruntsūdens akās objektā Vilkukalns 2012., 2013. un 2014.gadā (Attēls 43). Gruntsūdens nitrātu, fosfātu un amonija jonu koncentrācija 2013. gadā ir samazinājusies visās akās gan slejās, kur veikta kailcirte, gan kontroles slejas lejasdaļā. Būtiski ir samazinājusies nitrātu un kalcija jonu koncentrācija abos izcirtumos (p-vērtības attiecīgi 0.020 un 0.000 nitrātiem un 0.000 un 0.035 kalcija joniem), fosfātu koncentrācija izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa ($p=0.046$), un magnija jonu koncentrācija izcirtumā, kur izvākta visa biomasas ($p=0.000$). 2014.gadā turpinājusi samazināties nitrātu koncentrācija, izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu $p=0.015$, izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu $p=0.004$. Fosfātu koncentrācija gruntsūdenī turpinājusi samazināties izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu un tam piegulošajā aizsargjoslā, kā arī kontroles platībā un tās aizsargjoslā, savukārt izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu vērojams būtisks fosfātu koncentrācijas

palielinājums gruntsūdenī ($p=0.000$), neliels pieaugums konstatēts arī šim izcirtumam piegulošajā aizsargjoslā. Variantā ar visas biomasas izvākšanu gruntsūdenī, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, palielinājusies arī amonija jonu koncentrācija (gan izcirtumā, gan aizsargjoslā) Bāzisko katjonu koncentrācija gruntsūdenī samazinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomasa (kālija koncentrācijai $p=0.006$, kalcija un magnija koncentrācijai $p=0.000$), bet palielinājusies tam piegulošajā aizsargjoslā. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, samazinājusies gruntsūdens kālija jonu koncentrācija ($p=0.022$), bet palielinājusies kalcija un magnija jonu koncentrācija (attiecīgi $p=0.009$ un $p=0.000$).

Salīdzinot savā starpā abus izcirtumus 2014.gadā, secināts, ka izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, ir ievērojami lielāka fosfātjonu koncentrācija gruntsūdenī nekā izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa ($p=0.000$). Līdzīga likumsakarība atklājas, salīdzinot gruntsūdens kālija jonu koncentrāciju ($p=0.000$), savukārt kalcija un magnija jonu koncentrācija gruntsūdenī ir būtiski augstāka izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa (abos gadījumos $p=0.000$). Tomēr šāda tendence pastāvējusi jau iepriekš: salīdzinot kalcija un magnija koncentrāciju gruntsūdenī abos izcirtumos 2013.gadā, konstatēts, ka tā bijusi augstāka platībā, kur izvākta stumbru biomasa (kalcijam $p=0.000$, magnijam $p=0.001$), tomēr šādas atšķirības pastāvējušas jau pirms kailcirtes veikšanas 2012.gadā (attiecīgi kalcijam $p=0.018$, magnijam $p=0.002$).

Objektā Zvēri, līdzīgi kā objektā Vilkukalns, nitrātjonu, fosfātjonu un amonija jonu koncentrācija gruntsūdenī 2013.gadā, salīdzinot ar 2012.gadu, vidēji ir samazinājusies, izņemot fosfātjonu koncentrāciju kontroles slejas augšdaļā, kas ir saglabājusies iepriekšējā gada līmenī, un amonija jonu koncentrāciju izcirtumā, kur veikta kailcorte ar visas biomasas izvākšanu, kas ir nedaudz palielinājusies (Attēls 44). Nitrātjonu koncentrācijas samazinājums gan platībā, kur izvākta visa biomasa, gan kontroles platībā 2013.gadā ir būtisks (attiecīgi $p=0.001$ un $p=0.000$). 2013.gadā kālija jonu koncentrācija ir samazinājusies visās gruntsūdens akās, izņemot aizsargjoslu slejā, kur veikta kailcorte ar visas biomasas izvākšanu. Līdzīga tendence novērojama, salīdzinot Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācijas, šajā gadījumā visās gruntsūdens akās koncentrācijas 2013.gadā bija zemākas nekā 2012. gadā. Magnija koncentrācijas samazināšanās 2013.gadā bija būtiska platībā, kur izvākta visa biomasa ($p=0.001$), bet kalcija koncentrācijas samazināšanās - kontroles platībā ($p=0.017$). 2014.gadā nitrātjonu, fosfātjonu, amonija jonu un kālija jonu koncentrācija izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu turpinājusi samazināties, būtiskas ir nitrātjonu koncentrācijas izmaiņas ($p=0.033$). Nitrātjonu, amonija jonu un kālija jonu koncentrācija ir samazinājusies arī visās pārējās objektā esošajās gruntsūdens akās, fosfātjonu koncentrācija gruntsūdenī pieaugusi vienīgi aizsargjoslā pie kontroles platības. Savukārt kalcija un magnija koncentrācija gruntsūdenī 2014.gadā visās akās ir pieaugusi, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, sasniedzot vai nedaudz pārsniedzot koncentrācijas pirms saimnieciskās darbības 2012.gadā. Izmaiņas ir būtiskas gan izcirtumā, kur izvākta visa biomasa ($p=0.035$ kalcijam un $p=0.018$ magnijam), gan kontroles platībā ($p=0.026$ kalcijam un $p=0.001$ magnijam).



Attēls 44. Biogēno elementu koncentrācijas gruntsūdenī objektā Zvēri 2012., 2013. un 2014.gadā

2013.gadā, salīdzinot savā starpā izcirtumu, kur izvākta visa biomasas, ar kontroles platību, konstatēts, ka izcirtumā bija būtiski augstāka kalcija un magnija jonu koncentrācija gruntsūdenī nekā kontroles platībā (attiecīgi $p=0.016$ un $p=0.000$), bet zemāka fosfātu jonu koncentrācija ($p=0.019$). Tāda pati likumsakarība saglabājas, salīdzinot 2014.gada datus, arī šajā gadījumā fosfātu jonu koncentrācija gruntsūdenī izcirtumā ir ievērojami zemāka nekā kontroles platībā ($p=0.000$), bet kalcija un magnija jonu koncentrācija izcirtumā – būtiski augstāka nekā mežaudzē (attiecīgi $p=0.001$ un $p=0.000$). Būtiskas magnija jonu koncentrācijas atšķirības starp šīm platībām gan novērotas jau 2012.gadā ($p=0.000$).

Mūsu pētījumā fiksētās nitrātu jonu, kalcija un magnija koncentrācijas gruntsūdeņos ir ievērojami augstākas nekā Somijas austrumu daļā veiktā pētījumā konstatētās, savukārt fosfātu jonu,

amonija jonu un kālija koncentrācijas ir visai līdzīgas. Šajā somu pētījumā, kur tika analizēta kailcirtes un augsnes sagatavošanas ietekme uz gruntsūdeņu ķīmisko sastāvu piecos sateces baseinos minerālaugsnēs un kūdras augsnēs, pēc kailcirtes netika konstatētas būtiskas biogēno elementu koncentrāciju atšķirības gruntsūdeņos (Mannerkoski et al. 2005). Citā eksperimentā Somijā konstatēta nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās gruntsūdenī pēc kailcirtes oligotrofos apstākļos priežu un egļu audzēs no 0.03-0.05 mg L⁻¹ pirms saimnieciskās darbības līdz 0.5-0.8 mg L⁻¹ pēc tās. Paaugstināta nitrātjonu koncentrācija saglabājusies 5 gadus pēc kailcirtes, pēc tam koncentrācijas atkal samazinājušās (Kubin 1998). Kaut arī vērtības pēc saimnieciskās darbības mūsu objektos ir salīdzināmas, koncentrācijas palielināšanās mūsu objektos nav novērota, tās jau pirms kailcirtes bijušas ap 0.5-1.0 mg L⁻¹. Minētajā somu pētījumā arī konstatēts, ka nitrātjonu koncentrācija gruntsūdenī strauji sāk palielināties nevis pirmajā gadā pēc kailcirtes, bet gadu vēlāk. Mūsu objektos nav novērota strauja nitrātjonu koncentrācijas paaugstināšanās gruntsūdeņos ne pirmajā, ne otrajā gadā pēc kailcirtes. Zviedrijā savukārt pieejami dati, ka nitrātu koncentrācija gruntsūdenī palielinās līdz 1.0-1.5 mg L⁻¹ valsts ziemeļu daļā un līdz 6.0-8.0 mg L⁻¹ valsts dienvidos (Wiklander 1981, Wiklander et al 1991).

Virsūdeņi

2014. gadā nitrātjonu koncentrācija upē ņemtajos paraugos svārstījās no 0.12 līdz 0.72 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.01 līdz 0.58 mg L⁻¹), fosfātjonu koncentrācija - no 0.001 līdz 0.020 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.004 līdz 0.030 mg L⁻¹), amonija jonu koncentrācija - no 0.002 līdz 0.052 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.001 līdz 0.040 mg L⁻¹), kālija jonu koncentrācija - no 1.12 līdz 2.41 mg L⁻¹ (2013.gadā 1.07 līdz 1.70 mg L⁻¹), kalcija jonu koncentrācija - no 28.98 līdz 57.80 mg L⁻¹ (2013.gadā 46.07 līdz 57.99 mg L⁻¹), magnija jonu koncentrācija - no 8.63 līdz 14.22 mg L⁻¹ (2013.gadā 7.87 līdz 14.12 mg L⁻¹), un kopējā slāpekļa koncentrācija - no 0.58 līdz 1.87 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.56 līdz 1.30 mg L⁻¹). Nitrātjonu un amonija jonu koncentrācija ūdenstecēs mūsu pētījuma objektos bija ievērojami augstāka nekā Somijas dienvidos veiktā pētījumā 1-5 gadus pēc kailcirtes veikšanas (Nieminen 2004). Grāvī ņemtajos paraugos nitrātjonu koncentrācija svārstījās no 0.001 līdz 2.800 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.03 līdz 0.08 mg L⁻¹), fosfātjonu koncentrācija - no 0.005 līdz 0.046 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.003 līdz 0.010 mg L⁻¹), amonija jonu koncentrācija - no 0.0005 līdz 0.012 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.001 līdz 0.010 mg L⁻¹), kālija jonu koncentrācija - no 0.20 līdz 0.41 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.25 līdz 1.38 mg L⁻¹), kalcija jonu koncentrācija - no 30.64 līdz 37.97 mg L⁻¹ (2013. gadā 27.18 līdz 50.74 mg L⁻¹), magnija jonu koncentrācija - no 7.07 līdz 8.29 mg L⁻¹ (2013.gadā 6.40 līdz 12.91 mg L⁻¹), un kopējā slāpekļa koncentrācija - no 0.23 līdz 4.14 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.16 līdz 0.62 mg L⁻¹). Vidēji novērojumu periodā pH vērtības abās ūdenstecēs ir vienādas. Ļoti līdzīga ir arī fosfātjonu un amonija jonu vidējā koncentrācija. Savukārt bāzisko katjonu (K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺) vidējā koncentrācija novērojumu periodā upes ūdenī bija ievērojami augstāka nekā grāvja ūdenī (Tabula 4).

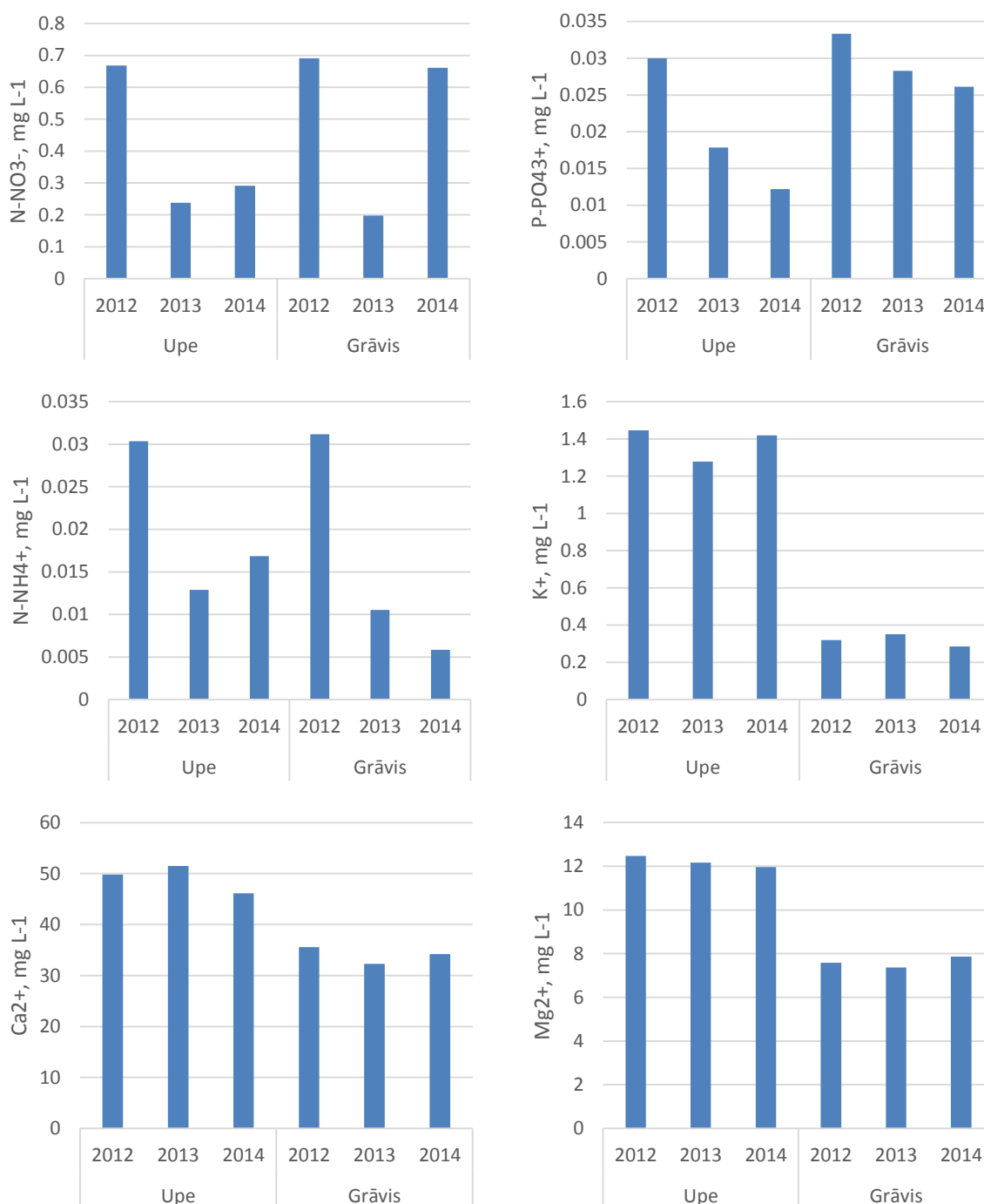
Tabula 4.

Upes un grāvja ūdenī noteikto ķīmisko elementu koncentrācija objektos Vilkukalns (upe) un Kūdrenis (grāvis)
2014.gadā

Datums	Paraugs	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	N _{kop.} , mg L ⁻¹
16.04.2014	Upe	7.9	0.34	0.00	0.01	1.40	35.04	9.01	1.22
	Grāvis	8.1	1.01	0.01	0.01	0.31	35.19	7.57	1.50
30.04.2014	Upe	8.0	0.28	0.00	0.02	1.43	50.73	12.36	0.75
	Grāvis	8.1	0.73	0.02	0.01	0.31	37.97	7.99	1.21
16.05.2014	Upe	8.3	0.13	0.02	0.01	1.12	36.85	9.29	0.87
	Grāvis	8.3	0.20	0.05	0.01	0.33	33.68	7.47	0.30
03.06.2014	Upe	8.1	0.51	0.02	0.01	1.16	53.41	13.51	0.68
	Grāvis	8.0	0.24	0.03	0.00	0.23	35.57	8.08	0.36
17.06.2014	Upe	7.9	0.13	0.02	0.02	1.16	55.33	13.01	0.70
	Grāvis	7.9	0.19	0.02	0.00	0.28	35.07	7.69	0.41
02.07.2014	Upe	7.9	0.25	0.01	0.01	1.31	33.68	9.19	1.12
	Grāvis	7.9	2.08	0.01	0.01	0.20	34.63	7.07	3.97
16.07.2014	Upe	8.8	0.23	0.01	0.02	1.28	55.07	13.84	0.76
	Grāvis	8.5	0.20	0.03	0.01	0.34	34.09	8.21	0.51
04.08.2014	Upe	7.8	0.19	0.01	0.02	1.30	52.91	14.22	0.66
	Grāvis	7.8	0.19	0.02	0.01	0.21	34.69	8.08	0.23
18.08.2014	Upe	8.7	0.12	0.02	0.04	1.55	57.80	13.56	0.60
	Grāvis	8.8	0.00	0.05	0.01	0.28	32.73	7.86	0.24
01.09.2014	Upe	7.8	0.33	0.01	0.00	1.22	37.65	11.20	1.00
	Grāvis	8.1	0.54	0.03	0.00	0.27	30.64	8.29	0.76
16.09.2014	Upe	8.0	0.28	0.01	0.00	1.31	48.87	13.51	0.58
	Grāvis	8.1	0.23	0.03	0.00	0.30	31.70	7.83	0.29
01.10.2014	Upe	7.7	0.28	0.01	0.01	1.51	56.36	13.80	0.59
	Grāvis	7.6	0.17	0.03	0.00	0.28	34.70	8.00	0.23
17.10.2014	Upe	7.6	0.72	0.00	0.01	2.41	28.98	8.63	1.87
	Grāvis	7.8	2.80	0.01	0.00	0.25	35.78	7.94	4.14
04.11.2014	Upe	7.9	0.29	0.02	0.05	1.73	43.23	12.39	1.15
	Grāvis	7.8	0.67	0.03	0.01	0.41	32.45	8.01	0.93
Vidēji	Upe	8.0	0.29	0.01	0.02	1.42	46.13	11.96	0.90
	Grāvis	8.1	0.66	0.03	0.01	0.29	34.20	7.86	1.08

45. attēlā salīdzināta ķīmisko elementu vidējā koncentrācija grāvja un upes ūdenī 2012., 2013. un 2014.gadā (Attēls 45). Nitrātjonu, fosfātjonu un amonija jonu koncentrācija gan upes, gan grāvja ūdenī 2013.gadā ir ievērojami samazinājusies, salīdzinot ar 2012.gadu. 2014. gadā vērojams nitrātjonu koncentrācijas pieaugums gan upes, gan grāvja ūdenī, upē relatīvi neliels, bet grāvja ūdenī nitrātjonu vidējā koncentrācija 2014.gadā gandrīz atgriezusies 2012.gada līmenī. Fosfātjonu koncentrācija 2014.gadā turpinājusi samazināties gan upē, gan grāvī, bet amonija jonu koncentrācija turpinājusi samazināties grāvī, bet nedaudz palielinājusies upē, tomēr nesasniedzot līmeni pirms saimnieciskās

darbības veikšanas. Kālija, kalcija un magnija koncentrācija gan 2013., gan 2014.gadā ir mainījusies nedaudz.



Attēls 45. Ķīmisko elementu vidējā koncentrācija upes un grāvja ūdenī 2012. 2013.un 2014. gadā

Atbilstoši literatūras datiem, 2-3 gadus pēc kailcirtes ūdenstecēs var būt novērojama barības vielu koncentrācijas paaugstināšanās, salīdzinot ar periodu pirms saimnieciskās darbības. Sevišķi izteikti palielinās N-NO₃⁻ un K⁺ koncentrācija (Feller and Kimmins 1984). Rosén et al (1996) Zviedrijā norāda uz paaugstinātām K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻ un kopējā N koncentrācijām ūdenstecēs līdz 8 gadiem pēc kailcirtes, izmaiņas Ca²⁺ un Mg²⁺ koncentrācijās ir mazāk izteiktas. Arī Somijā konstatēta ievērojama

fosfātjonu, nitrātjonu un amonija jonu koncentrācijas paaugstināšanās strautos pēc kailcirtes (Ahtiainen 1992). Barības vielu, sevišķi slāpekļa iznese pēc kailcirtes no platībām susinātās kūdras augsnēs var būt augstāka nekā minerālaugsnēs, jo organiskajās augsnēs ir daudz lielākas slāpekļa rezerves. Zviedrijā konstatēta būtiska slāpekļa koncentrācijas palielināšanās ūdenstecē pēc kailcirtes nosusinātā platībā ar augstražīgām egļu audzēm (Lundin 1999, 2000). Arī fosfora iznese pēc kailcirtes organiskajās augsnēs var pieaugt vairāk nekā minerālaugsnēs, jo sevišķi mazražīgās platībās, kur kūdrai raksturīga zema fosfātu adsorbcijas kapacitāte. Somijā pēc kailcirtes egļu audzē nosusinātā kūdras augsnē konstatēts, ka nitrātjonu, amonija jonu un fosfora koncentrācija notecē palielinās līdz 3-4 gadam pēc saimnieciskās darbības veikšanas, pēc tam tā atkal sāk samazināties (Nieminen 2004). Paaugstinoties biogēno elementu koncentrācijām augsnes ūdenī pēc kailcirtes, sagaidāma arī to paaugstināšanās noteces ūdenī (Nieminen 1998). Mūsu pētījuma objektos pirmajā gadā pēc kailcirtes biogēno elementu koncentrācijas palielināšanās ūdenstecēs nav novērota. Otrajā gadā pēc kailcirtes novērota neliela nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās upē un grāvī, kā arī amonija jonu koncentrācijas palielināšanās upē, taču mūsu objektos nevienā gadījumā vielu koncentrācijas nepārsniedz līmeni pirms kailcirtes.

Avots

Blakus pētījuma objektam Kūdrenis esošā avota ūdenī nitrātjonu koncentrācija novērojumu perioda laikā svārstījās no 0.02 līdz 0.15 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.02 līdz 0.17 mg L⁻¹), fosfātjonu koncentrācija - no 0.001 līdz 0.005 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.00 līdz 0.05 mg L⁻¹), amonija jonu koncentrācija - no 0.0005 līdz 0.033 mg L⁻¹ (0.002 līdz 0.030 mg L⁻¹), kālija jonu koncentrācija - no 0.34 līdz 0.50 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.32 līdz 0.57 mg L⁻¹), kalcija jonu koncentrācija - no 31.50 līdz 36.39 mg L⁻¹ (2013.gadā 30.13 līdz 37.98 mg L⁻¹), magnija jonu koncentrācija - no 6.55 līdz 7.64 mg L⁻¹ (2013.gadā 6.18 līdz 8.05 mg L⁻¹) un kopējā slāpekļa koncentrācija - no 0.11 līdz 0.22 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.17 līdz 0.26 mg L⁻¹) (Tabula 5). Slāpekļa savienojumu vidējās koncentrācijas avota ūdenī bija zemākas nekā upes un grāvja ūdenī, savukārt bāzisko katjonu koncentrācijas avota ūdenī - zemākas nekā upes ūdenī, bet nedaudz augstākas nekā grāvja ūdenī.

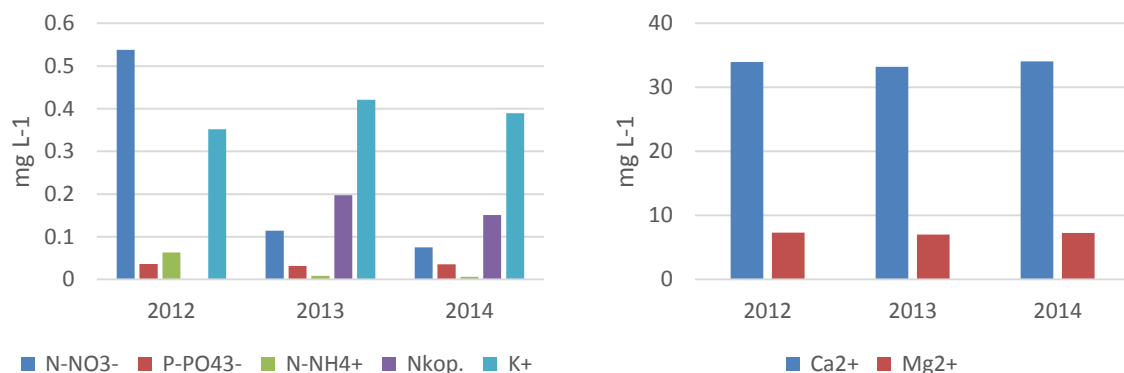
Tabula 5.

Avota ūdenī noteikto ķīmisko elementu koncentrācija objektā Kūdrenis

Datums	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	N _{kop.} , mg L ⁻¹
16.04.14	7.9	0.07	0.02	0.007	0.43	34.88	6.87	0.19
30.04.14	7.8	0.07	0.04	0.004	0.34	31.50	7.40	0.11
16.05.14	8.1	0.15	0.05	0.007	0.34	35.39	7.15	0.16
03.06.14	7.8	0.03	0.04	0.004	0.37	35.23	7.30	0.13
17.06.14	7.7	0.10	0.04	0.000	0.35	35.71	6.55	0.14
02.07.14	7.9	0.02	0.03	0.003	0.43	33.72	7.17	0.22
16.07.14	8.7	0.10	0.04	0.008	0.44	34.65	7.62	0.14
04.08.14	7.7	0.06	0.03	0.005	0.34	34.73	7.57	0.14
18.08.14	8.6	0.06	0.05	0.033	0.35	35.91	7.48	0.12
01.09.14	7.6	0.09	0.04	0.001	0.36	31.62	7.51	0.16
16.09.14	7.8	0.09	0.04	0.002	0.43	32.43	7.64	0.11

Datums	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	N _{kop.} , mg L ⁻¹
01.10.14	6.3	0.08	0.01	0.011	0.38	36.39	7.51	0.12
17.10.14	7.6	0.13	0.02	0.002	0.40	32.18	6.98	0.19
04.11.14	8.2	0.03	0.04	0.004	0.50	32.59	7.35	0.19
Vidēji	7.8	0.08	0.04	0.006	0.39	34.06	7.29	0.15

Salīdzinot avota ūdens ķīmisko parametru izmaiņas 2012., 2013. un 2014.gadā, noskaidrots, ka 2013. gadā nitrātjonu, fosfātjonu un amonija jonu koncentrācija ir samazinājusies. 2014.gadā nitrātjonu koncentrācija turpinājusi samazināties, bet fosfātjonu un amonija jonu koncentrācija saglabājusies iepriekšējā gada līmenī. Kālija jonu koncentrācija 2013. gadā nedaudz palielinājusies, 2014.gadā nedaudz samazinājusies, bet kalcija un magnija koncentrācija gan 2013., gan 2014.gadā vidēji saglabājusies 2012. gada līmenī (Attēls 46Error! Reference source not found).



Attēls 46. Ķīmisko elementu vidējā koncentrācija avota ūdenī objektā Kūdrenis 2012., 2013.un 2014. Gadā

Spiedes ūdeņi

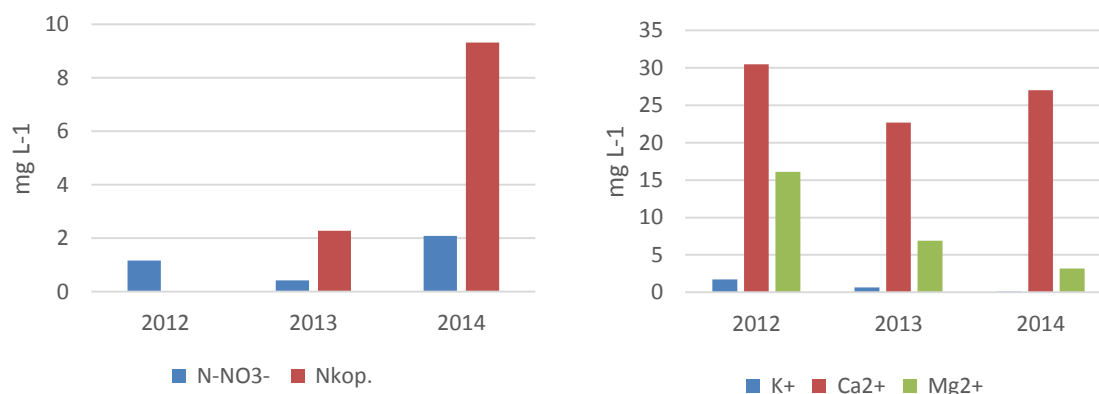
Nitrātjonu koncentrācija pazemes spiedes ūdenī objektā Kūdrenis novērojumu perioda laikā svārstījās no 0.02 līdz 9.21 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.03 līdz 1.9 mg L⁻¹), fosfātjonu koncentrācija – no 0.000 līdz 0.020 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.000 līdz 0.021 mg L⁻¹), amonija jonu koncentrācija - no 0.000 līdz 0.070 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.003 līdz 0.090 mg L⁻¹), kālija jonu koncentrācija - no 0.05 līdz 0.23 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.11 līdz 1.46 mg L⁻¹), kalcija jonu koncentrācija - no 17.60 līdz 35.70 mg L⁻¹ (2013.gadā 13.93 līdz 32.21 mg L⁻¹), magnija jonu koncentrācija - no 2.70 līdz 3.70 mg L⁻¹ (2013.gadā 2.62 līdz 12.46 mg L⁻¹), un kopējā slāpekļa koncentrācija - no 3.39 līdz 18.07 mg L⁻¹ (2013.gadā 0.14 līdz 6.93 mg L⁻¹) (Tabula 6). Pazemes spiedes ūdeņu vidējais pH bija zemāks nekā avota, upes un grāvja ūdenī. Savukārt pazemes spiedes ūdeņu vidējā slāpekļa savienojumu koncentrācija bija augstāka nekā avota, upes un grāvja ūdenī. Kālija koncentrācija bija augstāka nekā avotā un grāvī, bet zemāka nekā upē, savukārt kalcija un magnija koncentrācija - zemāka nekā avotā un virszemes noteces ūdeņos.

Tabula 6.

Pazemes spiedes ūdenī noteikto ķīmisko elementu koncentrācija objektā Kūdrenis

Datums	pH	N-NO ₃ ⁻ , mg L ⁻¹	P-PO ₄ ³⁻ , mg L ⁻¹	N-NH ₄ ⁺ , mg L ⁻¹	K ²⁺ , mg L ⁻¹	Ca ²⁺ , mg L ⁻¹	Mg ²⁺ , mg L ⁻¹	N _{kop.} , mg L ⁻¹
16.05.2014	6.3	3.20	0.000	0.020	0.10	29.70	3.50	16.30
03.06.2014	6.2	1.65	0.000	0.020	0.15	24.40	3.50	11.64
17.06.2014	6.1	3.49	0.010	0.020	0.08	31.10	3.30	11.63
02.07.2014	6.3	2.22	0.000	0.040	0.07	35.70	3.70	16.82
16.07.2014	7.7	0.02	0.000	0.030	0.14	28.10	3.00	6.50
04.08.2014	6.2	0.74	0.000	0.040	0.23	26.70	3.00	4.59
18.08.2014	7.6	0.13	0.020	0.040	0.16	23.40	2.70	3.86
01.09.2014	5.9	1.94	0.010	0.020	0.09	23.90	3.00	6.58
16.09.2014	6.3	0.30	0.000	0.000	0.15	23.80	3.20	3.83
01.10.2014	7.5	0.07	0.000	0.020	0.05	27.70	3.10	3.39
17.10.2014	6.1	9.21	0.000	0.070	0.08	32.00	3.20	18.07
04.11.2014	6.2	2.06	0.000	0.030	0.11	17.60	2.90	8.68
Vidēji	6.5	2.09	0.003	0.029	0.12	27.01	3.18	9.32

Nitrātjonu un kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija pazemes spiedes ūdeņos 2014.gadā palielinājusies, salīdzinot ar iepriekšējiem gadiem. Kālija un magnija vidējā koncentrācija samazinājusies gan 2013., gan 2014.gadā, bet kalcija vidējā koncentrācija pazemes spiedes ūdenī samazinājusies 2013.gadā, bet palielinājusies 2014.gadā (Attēls 47).



Attēls 47. Ķīmisko elementu vidējā koncentrācija pazemes spiedes ūdenī objektā Kūdrenis 2012., 2013.un 2014. gadā

1.3.5. Nobiras

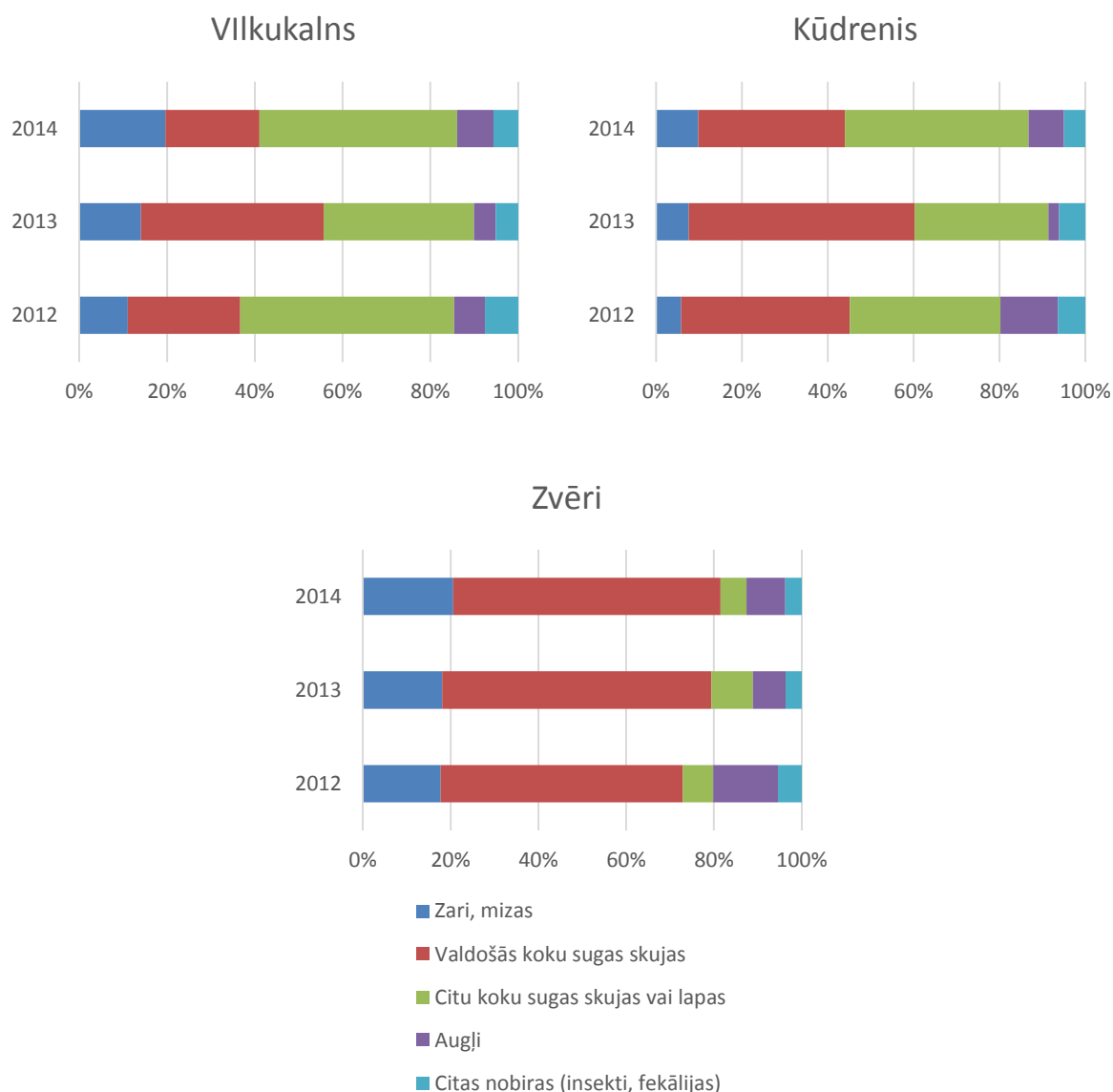
Kopējais nobiru apjoms 2014. gadā vislielākais bija objektā Kūdrenis – 2456.2 kg ha⁻¹ (iepriekšējos gados attiecīgi 3322.6 un 3009.6 kg ha⁻¹). Objektā Vilkukalns kopējais nobiru apjoms 2014. gadā bija 1504.5 kg ha⁻¹ (iepriekšējos gados attiecīgi 1497.5 un 1826.1 kg ha⁻¹). Objektā Zvēri 2014.gadā kopējais nobiru apjoms bija 1803.8 kg ha⁻¹ (iepriekšējos gados attiecīgi 2376.8 un 1865.4 kg ha⁻¹) Salīdzinot ar iepriekšējo gadu, kopējais nobiru daudzums visos pētījuma objektos ir samazinājies (Tabula 7).

Tabula 7.

Nobiru apjoms pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā

Objekts	Zari, mizas			Valdošās koku sugas skujas			Augļi			Citas nobiras (insekti, fekālijas)			Citu koku sugas skujas vai lapas			Kopā		
	2012.	2013.	2014.	2012.	2013.	2014.	2012.	2013.	2014.	2012.	2013.	2014.	2012.	2013.	2014.	2012.	2013.	2014.
Vilkukalns	165.3	256.4	295.0	383.7	759.8	323.1	105.7	90.1	124.7	113.1	93.7	83.9	729.7	626.2	677.8	1497.5	1826.1	1504.5
Kūdrenis	195.0	228.7	242.4	1305.4	1583.9	838.6	444.5	74.3	202.2	212.0	183.9	122.1	1165.7	938.9	1050.8	3322.6	3009.6	2456.2
Zvēri	421.6	337.7	371.0	1310.9	1143.8	1099.7	351.1	138.3	159.9	128.2	68.7	67.2	165.0	177.0	106.0	2376.8	1865.4	1803.8

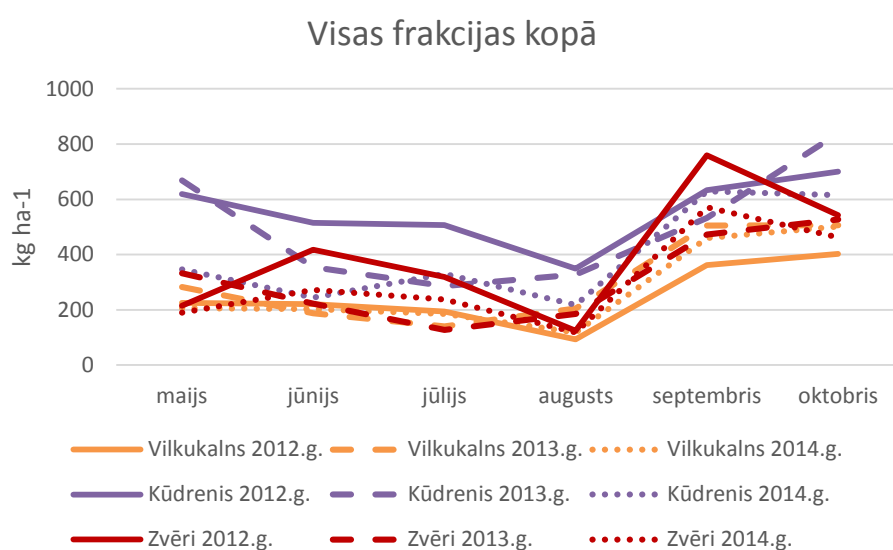
Objektā Zvēri gan 2012., gan 2013. un 2014.gadā izteikti dominējošā frakcija bija valdošās koku sugas (šajā gadījumā priedes) skujas (Attēls 48). Objektos Kūdrenis un Vilkukalns 2013.gadā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir palielinājies valdošās koku sugas (attiecīgi egles un priedes) skuju īpatsvars, taču šajos objektos nozīmīga nobiru frakcija ir arī citu koku sugu skujas vai lapas, kas skaidrojams ar citu sugu piemistojumu audzes sastāvā. 2014.gadā šajos objektos tieši citu koku sugas skujas vai lapas ir dominējošā frakcija. Zaru un mizu frakcijas īpatsvars visos pētījuma objektos 2012. un 2013. gadā bija visai līdzīgs, tas palielinājies 2014.gadā. 2013.gadā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, visur ir samazinājies augļu un sēklu frakcijas relatīvais īpatsvars, savukārt 2014.gadā tas atkal visos objektos palielinājies, kas visticamāk skaidrojams ar sēklu ražas atšķirībām atsevišķos gados.



Attēls 48. Dažādu nobiru frakciju īpatsvars pētījuma objektos 2012., 2013.. un 2014.gadā

Nobiru apjoma sezonālās izmaiņas nosaka gan koku suga, vecuma, vainaga īpašības, gan arī meteoroloģiskie apstākļi. Kopējā nobiru apjoma sezonālās izmaiņas mūsu pētījuma objektos parādītas 49. attēlā (Attēls 49). 2014.gadā objektā Vilkukalns kopējais nobiru apjoms samazinājies no 207 kg ha⁻¹ maijā līdz 118 kg ha⁻¹ augustā, pēc tam atkal pieaudzis līdz 502 kg ha⁻¹ oktobrī. Līdzīgas

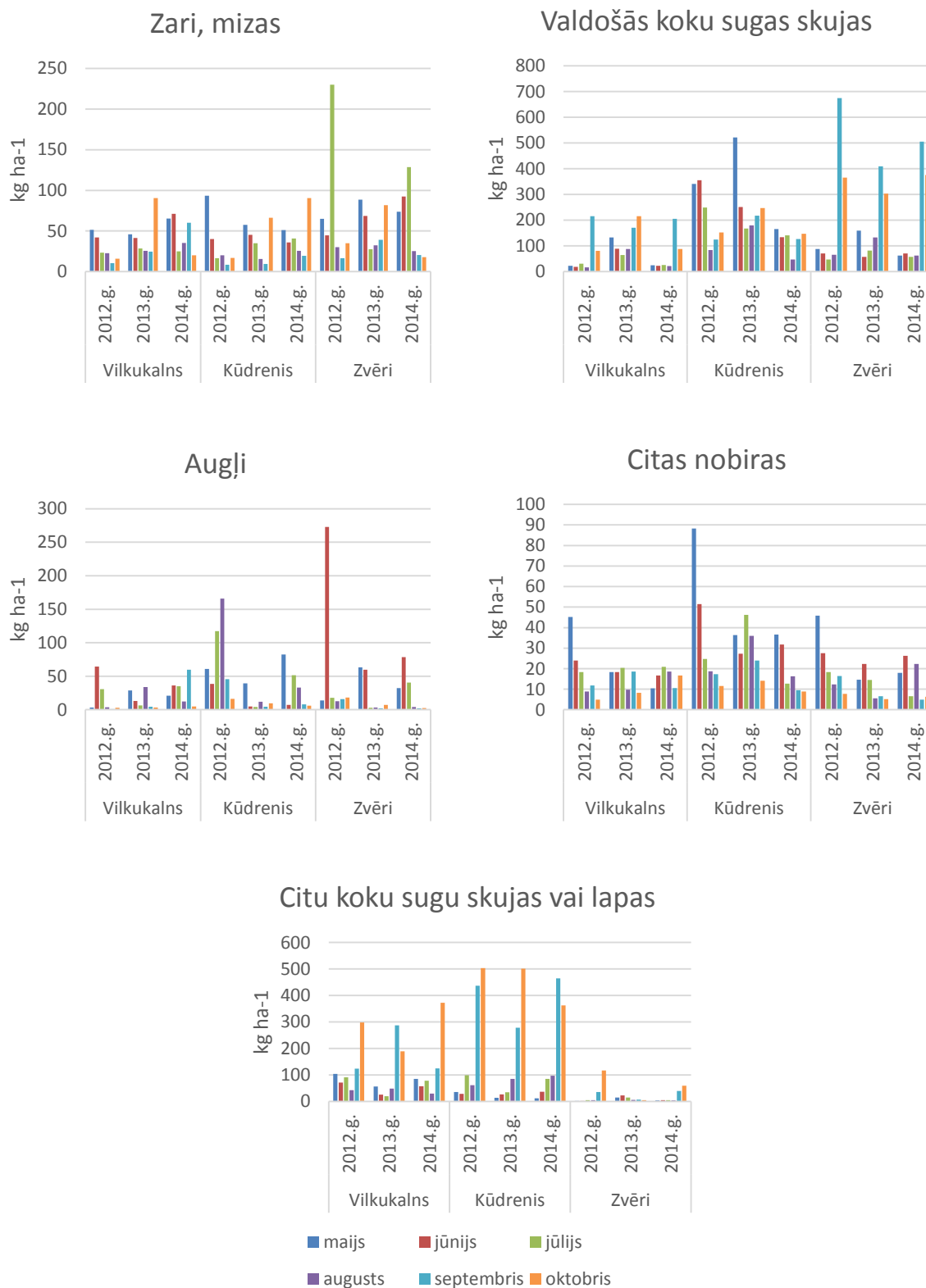
nobiru apjoma izmaiņu tendences novērotas arī pārējos pētījuma objektos un arī iepriekšējos gados. Objektā Zvēri mazākais kopējais nobiru apjoms 2014.gadā bijis augustā – 118 kg ha⁻¹, bet lielākais – septembrī – 571 kg ha⁻¹. Objektā Kūdrenis maksimālais kopējais nobiru apjoms konstatēts septembrī – 629 kg ha⁻¹, bet minimālais augustā – 218 kg ha⁻¹. Visos pētījuma objektos nobiru apjoms samazinās vasaras mēnešos un atkal palielinās rudenī. Mūsu objektos novērotās nobiru apjoma sezonālās dinamikas tendences ir salīdzināmas ar Integrālā monitoringa parauglaukumiem, arī šajos parauglaukumos lielākais nobiru apjoms fiksēts septembrī un oktobrī (Tērauda, 2008). Atbilstoši literatūras datiem, skuju kokiem 40-60% no ikgadējā nobiru apjoma veidojas septembrī un oktobrī (Mälikonen 1974, Viro 1975).



Attēls 49. Nobiru kopējā apjoma sezonālā dinamika pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā

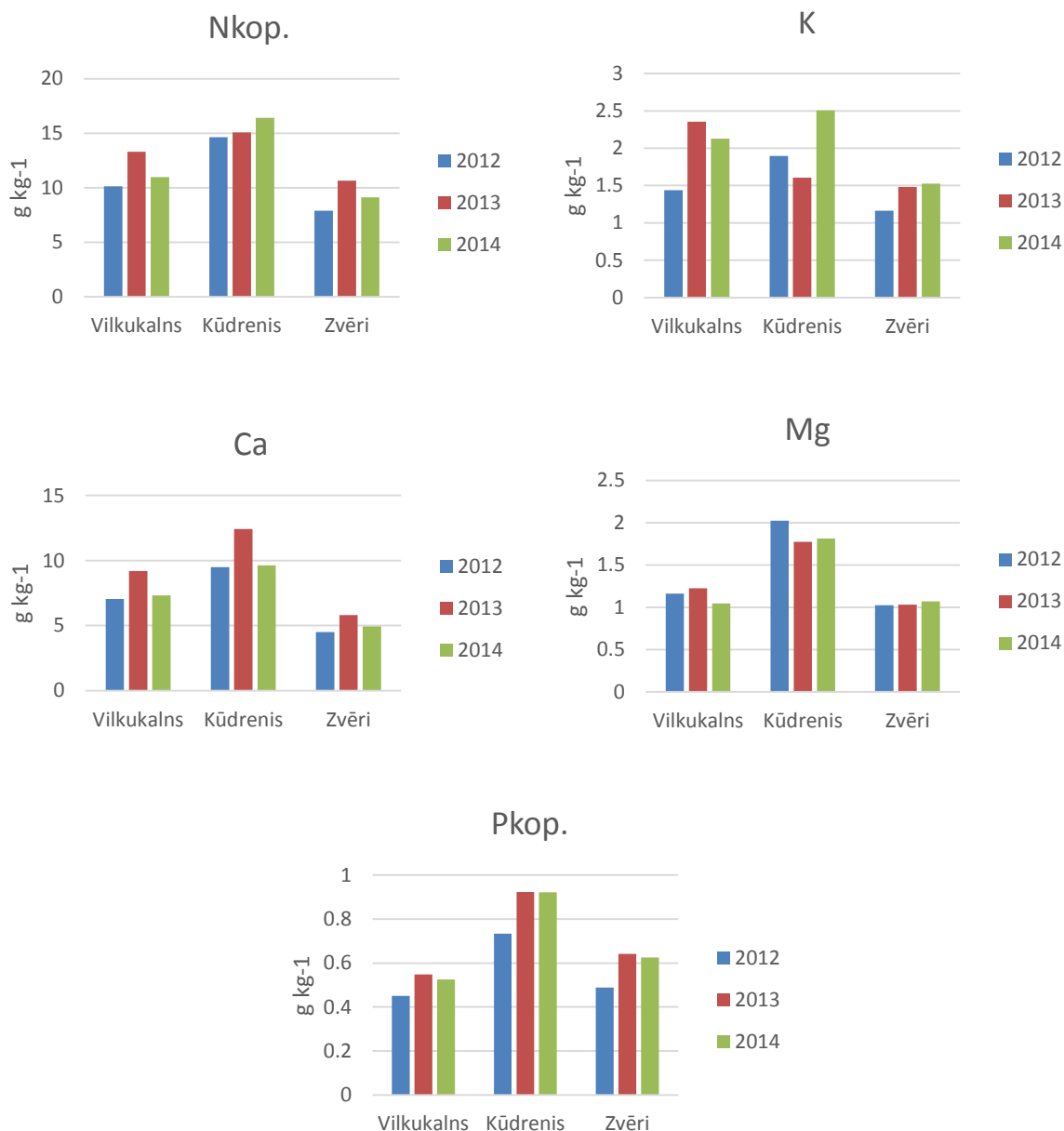
Zaru un mizu frakcijas masa gan 2012., gan 2013. gadā visos pētījumu objektos novērojumu perioda gaitā pakāpeniski samazinājusies, un novērojumu perioda beigās atkal pieaugusi (Attēls 50). Izņēmums ir 2012.gada jūlijs objektā Zvēri, kad fiksēts ievērojams šīs frakcijas palielinājums, visticamāk, kāda lokāla notikuma ietekmē. Jāatzīmē, ka izteiktāks palielinājums novērojams 2013. gada rudenī, jādodomā, laika apstākļu ietekmē. 2014.gadā zaru un mizu frakcijas apjoma dinamika objektā Kūdrenis ir līdzīga kā iepriekšējos gados, bet objektos sausieņu mežos parādās zināmas atšķirības. Objektā Vilkukalns zaru un mizu frakcijas masa palielinās jau augustā un septembrī, pēc tam atkal samazinās. Objektā Kūdrenis zaru un mizu apjoma palielināšanās 2014.gadā novērota līdz jūlijam, pēc tam tas ievērojami samazinājies. 2012.un 2013.gadā valdošās koku sugas skuju apjomam visos objektos ir tendence samazināties vasaras vidū, pēc tam atkal novērojams šīs frakcijas palielinājums. 2014.gadā objektos sausieņu mežos valdošās koku sugas skuju frakcijas nobiru apjoms saglabājas samērā konstantā līmenī no maija līdz augustam, ievērojami palielinās septembrī, pēc tam oktobrī atkal vērojams samazinājums. Objektā Kūdrenis 2014.gadā valdošās sugas skuju frakcijas nobiru apjoms ir samērā līdzīgs visos mēnešos, ievērojams samazinājums konstatēts augustā. 2012.un 2013. gadā lielākā augļu un sēkļu masa fiksēta pavasarī un vasaras sākumā, rudenī šīs frakcijas apjoms visos objektos bija salīdzinoši niecīgs gan 2012., gan 2013. gadā. 2014.gadā tendence bija līdzīga, vienīgi objektā Vilkukalns novērojams šīs frakcijas nobiru apjoma palielinājums septembrī. Citu nobiru

frakcijas apjomam ir tendence novērojumu perioda laikā samazināties, savukārt citu koku sugu lapu un skuju apjoms rudenī ievērojami pieaug visos objektos visos trijos novērojumu gados.



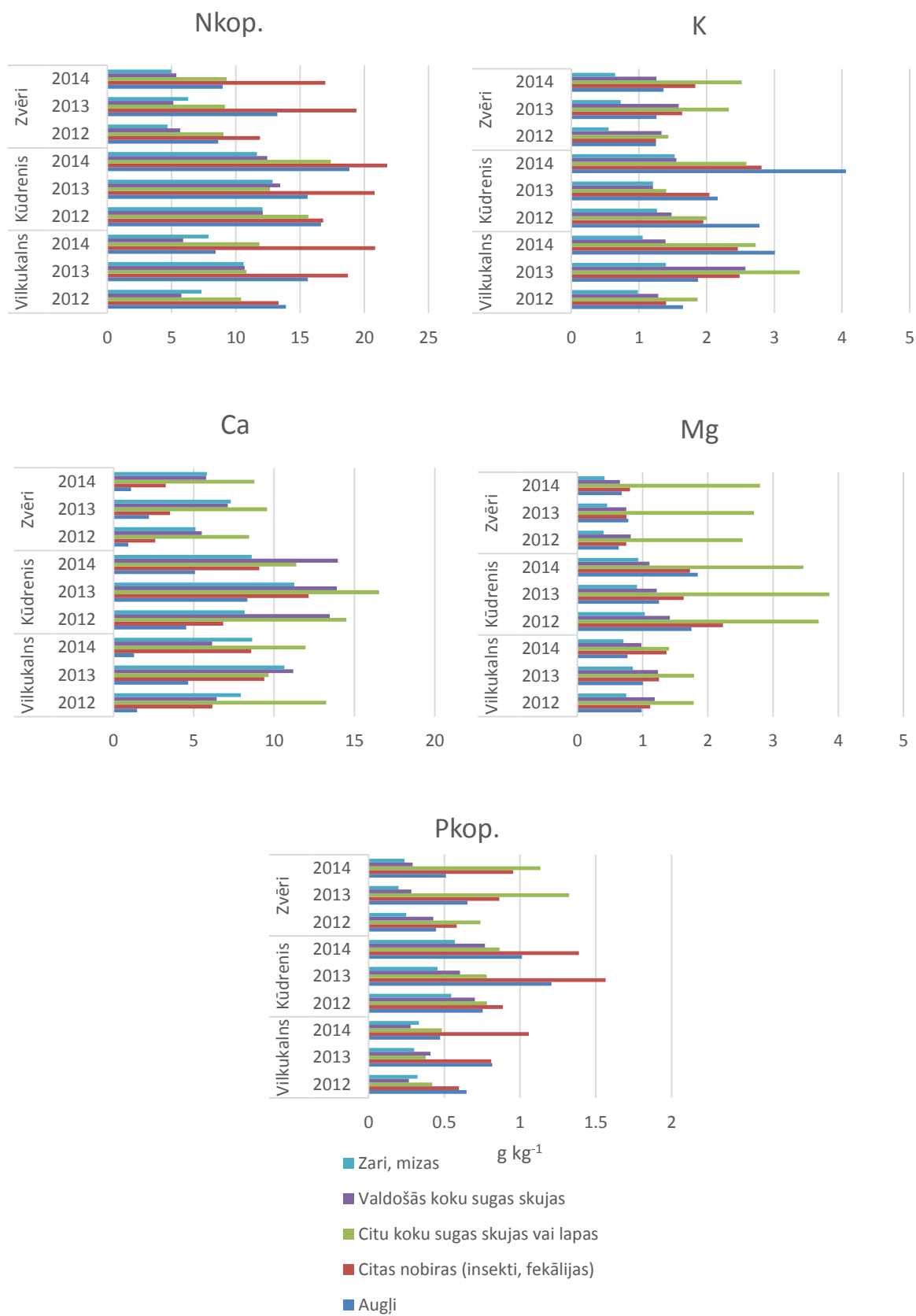
Attēls 50. Dažādu frakciju nobiru masas sezonālā dinamika pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā

Vidējais kopējā slāpekļa saturs visā novērojumu periodā objektā Kūdrenis bija 16.4 g kg^{-1} , objektā Vilkukalns – 11.0 g kg^{-1} , un objektā Zvēri – 9.1 g kg^{-1} . Atbilstošās kopējā fosfora koncentrācijas bija 0.9 , 0.5 un 0.6 g kg^{-1} , atbilstošās kālija koncentrācijas – 2.5 , 2.1 un 1.5 g kg^{-1} , atbilstošās kalcija koncentrācijas – 9.6 , 7.3 , 4.9 g kg^{-1} , bet atbilstošās magnija koncentrācijas – 1.8 , 1.0 un 1.1 g kg^{-1} . Kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija nobirās visaugstākā visos trijos gados bija objektā Kūdrenis, bet viszemākā - objektā Zvēri (Attēls 51). Objektos Vilkukalns un Zvēri kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija 2013.gadā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir palielinājusies, bet 2014.gadā atkal samazinājusies. Kālija vidējā koncentrācija nobirās 2013.gadā vislielākā bija objektā Vilkukalns, bet vismazākā - objektā Zvēri, vērojama līdzīga tendence - kālija vidējā koncentrācija objektos Zvēri un Vilkukalns 2013.gadā, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir palielinājusies, bet Kūdrenī - saglabājusies iepriekšējā līmenī. 2014.gadā kālija vidējā koncentrācija nobirās objektā Vilkukalns ir samazinājusies, bet abos pārējos objektos – palielinājusies. Vidējā kalcija koncentrācija nobirās visaugstākā gan 2012., gan 2013. un 2014.gadā bija objektā Kūdrenis, bet viszemākā - objektā Zvēri. Visos pētījumu objektos kalcija vidējā koncentrācija nobirās 2013.gadā bija augstāka nekā 2012.gadā, 2014.gadā tā atkal samazinājusies līdz aptuveni 2012.gada līmenim. Magnija vidējā koncentrācija nobirās 2013.gadā visaugstākā bija objektā Kūdrenis, bet viszemākā - objektā Zvēri, turklāt Kūdrenī tā, salīdzinot ar 2012. gadu ir nedaudz samazinājusies, bet abos pārējos pētījuma objektos saglabājusies iepriekšējā līmenī. 2014.gadā magnija koncentrācija nobirās objektā Vilkukalns ir nedaudz samazinājusies, bet abos pārējos objektos nedaudz palielinājusies. Kopējā fosfora vidējā koncentrācija nobirās visaugstākā bija objektā Kūdrenis, bet viszemākā - objektā Vilkukalns, visos objektos tā 2013.gadā, salīdzinot ar 2012.gadu, ir pieaugusi, bet 2014.gadā saglabājusies aptuveni iepriekšējā gada līmenī.



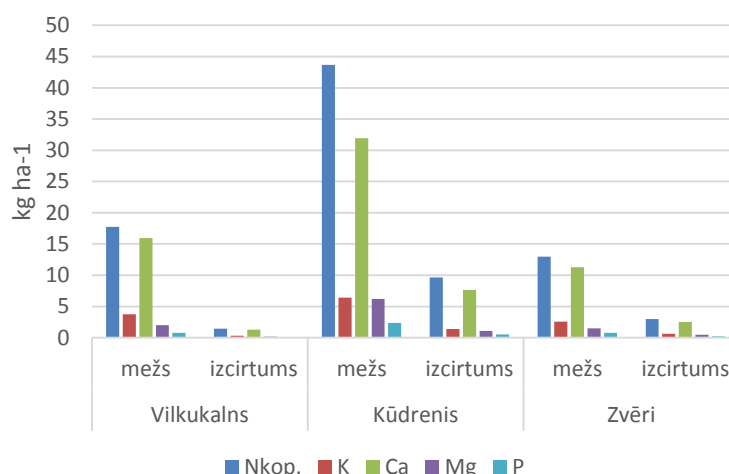
Attēls 51. Biogēno elementu vidējā koncentrācija nobirās pētījuma objektos 2012., 2013. un 2014.gadā

Visaugstākā kopējā slāpekļa koncentrācija konstatēta citās nobirās un augļos (Attēls 52). Visaugstākā kalcija un magnija koncentrācija konstatēta citu koku sugu skuļās un lapās, objektā Zvēri šajā frakcijā bija arī visaugstākā kopējā fosfora koncentrācija. Zaros un mizās biogēno elementu koncentrācijas vidēji bija viszemākās, izņemot kalciju, zemākā kalcija koncentrācija konstatēta augļos.



Attēls 52. Biogēno elementu koncentrācija dažādās nobiru frakcijās pētījumu objektos

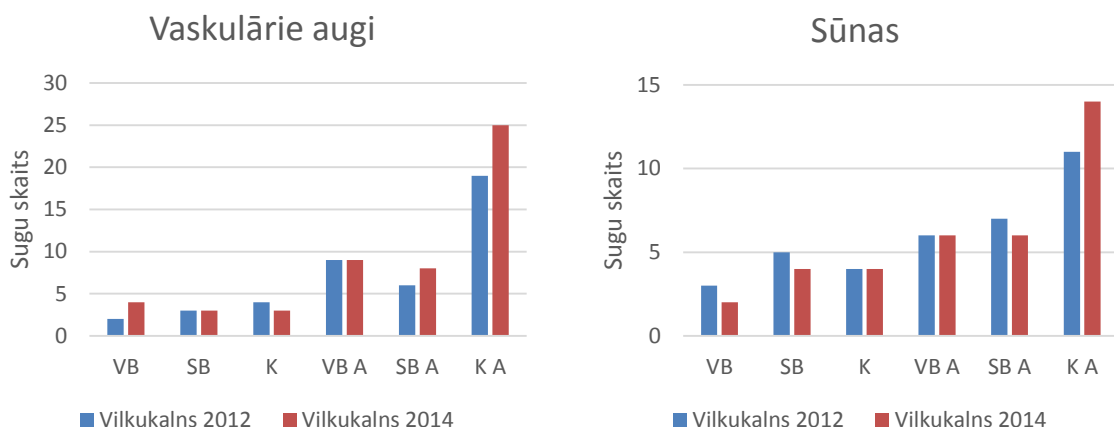
Vidēji 2014.gada novērojumu periodā (no aprīļa līdz oktobra beigām) ar nobirām uz augsnes zem koku vainagiem pētījumu objektos nonāca 13.0 līdz 43.7 kg ha⁻¹ slāpekļa, 0.8 līdz 2.4 kg ha⁻¹ fosfora, 2.6 līdz 6.4 kg ha⁻¹ kālija, 11.3 līdz 31.9 kg ha⁻¹ kalcija un 1.5 līdz 6.2 kg ha⁻¹ magnija, bet izcirtumā – 1.5 līdz 9.6 kg ha⁻¹ slāpekļa, 0.06 līdz 0.5 kg ha⁻¹ fosfora, 0.3 līdz 1.4 kg ha⁻¹ kālija, 1.3 līdz 7.6 kg ha⁻¹ kalcija un 0.2 līdz 1.1 kg ha⁻¹ magnija (Attēls 53). Salīdzinājumam – meža veselības monitoringa II līmeņa parauglaukumā ar nobirām uz augsnes vidēji 2009.un 2010.gadā nonāca 30 kg ha⁻¹ N, 2 kg ha⁻¹ P un 4.6 kg ha⁻¹ K (Lazdiņš 2011). Integrālā monitoringa parauglaukumos laika posmā no 2000.līdz 2004.gadam fiksētas šādas ikgadējās barības vielu ieneses vērtības: 24.7 un 21.0 kg ha⁻¹ kopējā slāpekļa, 17.9 un 15.1 kg ha⁻¹ kalcija, 4.5 un 3.8 kg ha⁻¹ kālija un 2.0 un 2.2 kg ha⁻¹ magnija (Tērauda, 2008).



Attēls 53. Ar nobirām meža ekosistēmā 2014.gada aprīlī-oktobrī nonākušais biogēno elementu apjoms zem koku vainagiem un izcirtumā

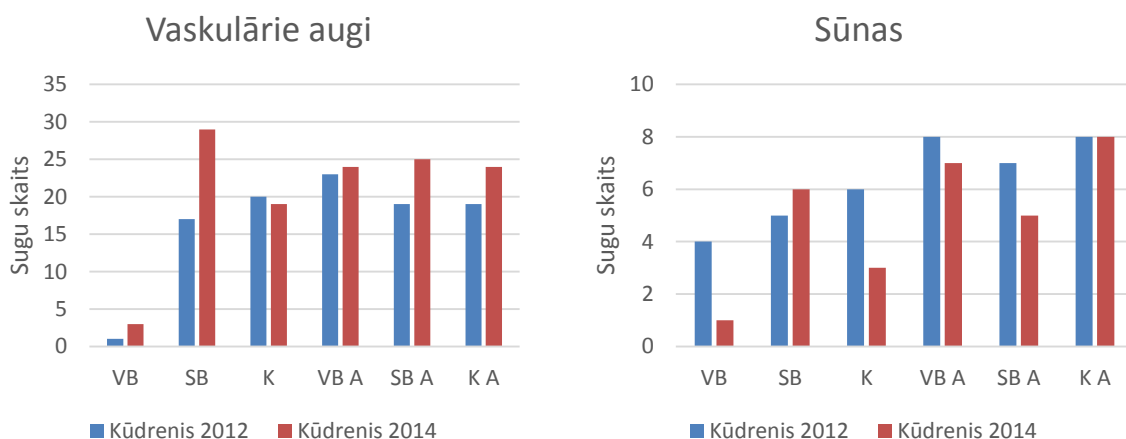
1.3.6. Zemsedzes augi un sūnas

Kopā objektos konstatētas 71 lakstaugu, 3 sīkkrūmu un 6 koku sugas lakstaugu stāvā, kā arī 27 sūnu sugas. Objektā Vilkukalns pavisam kopā uzskaitītas 32 vaskulāro augu un 18 sūnu sugas, vienā uzskaites laukumā 3-25 vaskulāro augu un 2-14 sūnu sugas. Vaskulāro augu sugu skaits pēc kailcirtes veikšanas ir palielinājies izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, bet platībā, kur izvēkta stumbru biomasa, saglabājies tāds pats kā pirms saimnieciskās darbības. Kontroles mežaudzē vaskulāro sugu skaits uzskaites laukumā samazinājies. Aizsargjoslā vaskulāro augu sugu skaits saglabājies tāds pats kā pirmās uzskaites laikā (blakus platībai, kur izvēkta visa biomasa) vai palielinājies. Sūnu sugu skaits pēc kailcirtes veikšanas ir samazinājies abos izcirtumos, bet kontroles mežaudzē saglabājies tāds pats kā pirmās uzskaites laikā. Sūnu sugu skaits samazinājies arī aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvēkta stumbru biomasa, aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvēkta visa biomasa, tas saglabājies iepriekšējā līmenī, bet aizsargjoslā kontroles platībā – palielinājies (Attēls 54).



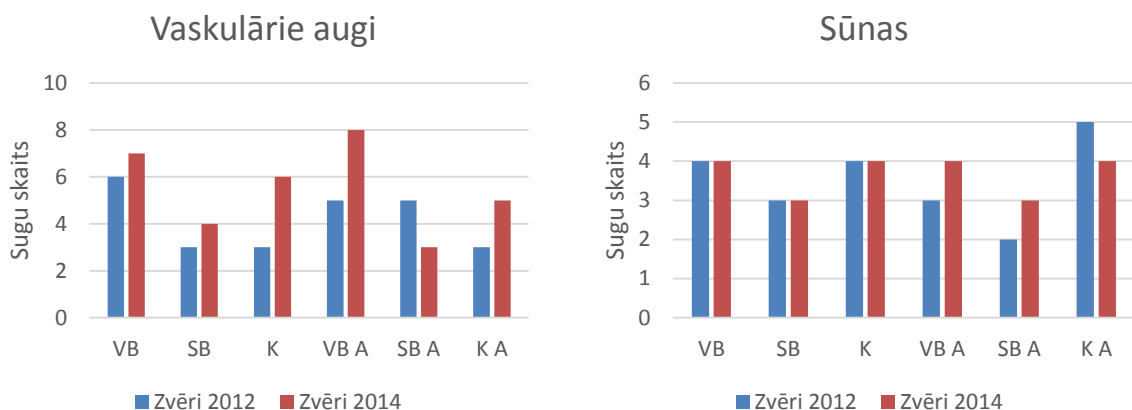
Attēls 54. Vaskulāro augu un sūnu sugu skaits objektā Vilkskalns 2012.un 2014.gadā

Objektā Kūdrenis 2014.gadā pavisam konstatētas 65 vaskulāro augu un 15 sūnu sugas, vienā uzskaites laukumā 3 līdz 29 vaskulāro augu un 1-8 sūnu sugas. Vaskulāro augu sugu skaits palielinājies abos izcirtumos, bet samazinājies kontroles mežaudzē. Aizsargjoslā pie visiem parauglaukumiem vaskulāro augu sugu skaits palielinājies. Sūnu sugu skaits samazinājies izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, un arī kontroles platībā, bet palielinājies izcirtumā, kur izvēkta stumbru biomasa. Aizsargjoslās pie izcirtumiem sūnu sugu skaits, salīdzinot ar pirmo uzskaiti, samazinājies, bet aizsargjoslā kontroles platībā – saglabājies tāds pats (Attēls 55).



Attēls 55. Vaskulāro augu un sūnu sugu skaits objektā Kūdrenis 2012.un 2014.gadā

Objektā Zvēri konstatētas 15 vaskulāro augu un 5 sūnu sugas, vienā laukumā - 3-8 vaskulāro augu un 3-4 sūnu sugas. Salīdzinot ar uzskaiti pirms saimnieciskās darbības veikšanas 2012.gadā, vaskulāro augu sugu skaits palielinājies gan abos izcirtumos, gan kontroles platībā, gan arī aizsargjoslā; aizsargjoslā sugu skaita samazināšanās novērota tikai pie izcirtuma, kur izvēkta stumbru biomasa. Sūnu sugu skaits šajā objektā gan abos izcirtumos, gan kontroles platībā saglabājies tāds pats kā pirmās uzskaites laikā. Aizsargjoslās pie izcirtumiem sūnu sugu skaits, salīdzinot ar 2012.gada uzskaiti, palielinājies, bet aizsargjoslā kontroles platībā – samazinājies (Attēls 56).



Attēls 56. Vaskulāro augu un sūnu sugu skaits objektā Zvēri 2012.un 2014.gadā

Pētījuma objektā Vilkukalns izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, nākamajā gadā pēc saimnieciskās darbības uzskaitīta viena jauna suga – liektā ciņusmilga *Deschampsia flexuosa* (L.) Nees. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, vaskulāro augu sugu sastāvs bijis tāds pats kā pirms saimnieciskās darbības, bet kontroles platībā otrās uzskaites laikā vairs netika konstatēta ložņu saulenīte *Goodyera repens* (L.) R.Br.. Šī suga vairs netika konstatēta arī aizsargjoslā blakus izcirtumam, kur izvākta visa biomasa. 2014.gadā aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta visa biomasa, vairs netika konstatēta arī pļavas kosa *Equisetum pratense* Ehrh., pīlādzis *Sorbus aucuparia* L. un brūklene *Vaccinium vitis-idaea* L., bet no jauna bija parādījies pļavas nārbulis *Melampyrum pratense* L., klinšu kaulene *Rubus saxatilis* L., Eiropas septiņstarīte *Trientalis europaea* L. un mellene *Vaccinium myrtillus* L.. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta stumbru biomasa, otrās uzskaites laikā vairs netika konstatēta dzeltenā zeltņātrīte *Galeobdolon luteum* Huds., bet no jauna uzskaitīta Linneja kailpārde *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman, pļavas nārbulis *Melampyrum pratense* L. un pīlādzis *Sorbus aucuparia* L. Aizsargjoslā kontroles platībā 2014.gada uzskaitē vairs netika konstatēta ložņu smilga *Agrostis stolonifera* L., dižzirdzene *Angelica archangelica* L., purene *Caltha palustris* L., pļavas ķērsa *Cardamine pratensis* L. un četrlapu čūskoga *Paris quadrifolia* L., bet no jauna konstatētas sugas ir parastā smilga *Agrostis tenuis* Sibth., melnalksnis *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., niedru ciesa *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, meža kosa *Equisetum sylvaticum* L., Linneja kailpārde *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman, mauraga *Hieracium* sp., pļavas nārbulis *Melampyrum pratense* L., egle *Picea abies* (L.) Karst., pīlādzis *Sorbus aucuparia* L., mellene *Vaccinium myrtillus* L. un brūklene *Vaccinium vitis-idaea* L. (Tabula 8).

Tabula 8.

Vaskulāro augu sugas pētījuma objektā Vilkukalns 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvākšanu; SB – platība ar stumbru biomasas izvākšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies 2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
Aegopodium podagraria L.						xx
Agrostis stolonifera L.						x
Agrostis tenuis Sibth.						y
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.						y
Angelica archangelica L.						x

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth						y
Caltha palustris L.						x
Cardamine pratensis L.						x
Carex digitata L.				xx	xx	
Carex sp.						xx
Crepis paludosa (L.) Moench						xx
Deschampsia flexuosa (L.) Nees	y					
Equisetum pratense Ehrh.				x		xx
Equisetum sylvaticum L.						y
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.						xx
Galeobdolon luteum Huds.				xx	x	
Geum rivale L.						xx
Goodyera repens (L.) R.Br.			x	x		
Gymnocarpium dryopteris (L.) Newman					y	y
Hieracium sp.						y
Impatiens parviflora DC.						xx
Luzula pilosa (L.) Willd.				xx	xx	xx
Maianthemum bifolium (L.) F.W. Schmidt				xx	xx	xx
Melampyrum pratense L.	xx	xx	xx	y	y	y
Oxalis acetosella L.				xx	xx	xx
Paris quadrifolia L.						x
Phragmites communis Trin.						xx
Picea abies (L.) Karst.						y
Rubus caesius L.						xx
Rubus idaeus L.						
Rubus saxatilis L.				y		
Scirpus sylvaticus L.						xx
Sorbus aucuparia L.				x	y	y
Trientalis europaea L.				y		
Vaccinium myrtillus L.	xx	xx	xx	y	xx	y
Vaccinium vitis-idaea L.		xx	xx	x		y
Viola sp.						xx

Šajā objektā abos izcirtumos 2014.gada uzskaitē vairs nav konstatēts Girgenzona sfagns *Sphagnum girgensohnii* Russow, pārējās uzskaitītās sūnu sugas ir tās pašas, kas 2012.gadā. Aizsargjoslā pie izcirtuma ar visas biomasas izvākšanu 2014.gadā vairs nav konstatēta parastā straussūna *Ptilium crista-castrensis* (Hedw.) De Not., bet gan šajā uzskaites laukumīnā, gan aizsargjoslā pie otra izcirtuma ir parādījušies lielā spuraine *Rhytidiadelphus triquetrus* (Hedw.) Warnst.. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta stumbru biomasas, 2014.gadā vairs nav konstatēta lielā greizkausi Plagiochila asplenioides (L.) Emend. Taylor un parastā rožgalvīte *Rhodobrium roseum* (Hedw.) Limpr. Aizsargjoslā pie kontroles platības 2014.gadā vairs netika konstatēta īsvācelīte *Brachythecium curtipendula* (Lindb.) Limpr. un centrālais sfagns *Sphagnum centrale* C.E.O. Jensen, bet no jauna tika reģistrēta nelīdzenā īsvācelīte *Brachythecium salebrosum* (Web. & Mohr) Schimp., slotiņu divzobe *Dicranum scoparium* Hedw., lielā

spuraine *Rhytidiadelphus triquetrus* (Hedw.) Warnst.un Magelāna sfagns *Sphagnum magellanicum* Brid. (Tabula 9).

Tabula 9.

Sūnu sugas pētījuma objektā Vilkukalns 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvēkšanu; SB – platība ar stumbra biomasas izvēkšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies
2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.)Schwägr.						xx
<i>Brachythecium curtum</i> (Lindb.)Limpr.						x
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) Schimp.						xx
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Web. & Mohr) Schimp.						y
<i>Dicranum polysetum</i> Sw.ex anon.				xx		
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.						y
<i>Dicranum undulatum</i> Schrad. Ex Brid.		xx	xx		xx	
<i>Eurhynchium angustirete</i> (Broth.) T.Kop.				xx	xx	
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) Schimp.						y
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>Plagiochila asplenoides</i> (L.emend.Taylor)					x	xx
<i>Plagiomnium affine</i> (Blandow ex Funck) T.J.Kop.				xx	xx	xx
<i>Pleurozium schreberi</i> (Wild.ex Brid.) Mitt.	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.		xx	xx	x		
<i>Rhodobrium roseum</i> (Hedw.) Limpr.					x	xx
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> (Hedw.) Warnst.				y	y	y
<i>Sphagnum centrale</i> C.E.O.Jensen						x
<i>Sphagnum girgensohnii</i> Russow	x	x				xx
<i>Sphagnum magellanicum</i> Brid.						y
<i>Sphagnum russowii</i> Warnst						xx

Pētījuma objektā Kūdrenis izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, 2014.gada uzskaitē vairs nav konstatēta zaļskābene *Oxalis acetosella* L., bet no jauna parādījies kārpainais bērzs *Betula pendula* Roth., parastais aklis *Galeopsis tetrahit* L. un avene *Rubus idaeus* L.. Izcirtumā, kur izvēkta stumbru biomasa, otrajā uzskaitē konstatēta virkne jaunu sugu: parastā smilga *Agrostis tenuis* Sibth., kārpainais bērzs *Betula pendula* Roth., grīši *Carex* sp., parastā vīgrieze *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., ķeraīņu madara *Galium aparine* L., daudziedu zemzālīte *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej., parastā zeltene *Lysimachia vulgaris* L., mūru mežsalāts *Mycelis muralis* (L.) Dumort, stāvais retējs *Potentilla erecta* (L.) Raeusch., avene *Rubus idaeus* L., cietā virza *Stellaria holostea* L. un bīrtālu veronika *Veronica chamaedrys* L. Kontroles platībā otrās uzskaites laikā vairs netika reģistrēta Eiropas septiņstarīte *Trientalis europaea* L., bet no jauna bija parādījusies divlapu žagatiņa *Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt un upene *Ribes nigrum* L. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvēkta visa biomasa, 2014.gada uzskaitē vairs netika konstatēta apdzira *Huperzia selago* (L.) Bernh. ex Schrank et Mart. un parastā egle *Picea abies* (L.) Karst. No jauna šajā uzskaites laukumā atzīmēta kazene *Rubus caesius* L., parastā virza *Stellaria media* (L.) Vill. un mellene *Vaccinium myrtillus* L.. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvēkta stumbru biomasa, atkārtotās uzskaites laikā netika konstatēta niedru ciesa *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth, krūklis *Frangula alnus* Mill., divlapu žagatiņa *Maianthemum bifolium* (L.) F.W. Schmidt un

mūru mežsalāts *Mycelis muralis* (L.) Dumort. No jauna šajā laukumīnā tika uzskaitītas sekojošas sugas: parastā sievparade *Athyrium filix-femina* (L.) Roth., pļavas kosa *Equisetum pratense* Ehrh., mīkstā madara *Galium mollugo* L., pavasara dedestiņa *Lathyrus vernus* (L.) Bernh., birztalu nārbulis *Melampyrum nemorosum* L., ieva *Padus avium* Mill., parastā niedre *Phragmites communis* Trin., parastā egle *Picea abies* (L.) Karst., parastā ērgļparade *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, kazene *Rubus caesius* L. un pienene *Taraxacum officinale* F.H.Wigg. Aizsargjoslā kontroles platībā atzīmētas jaunas sugas: baltā vizbulīte *Anemone nemorosa* L., melnā ozolparade *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, sīkziedu sprigane *Impatiens parviflora* DC., lielā nātre *Urtica dioica* L. un vijolīte *Viola* sp. (Tabula 10).

Tabula 10.

Vaskulāro augu sugas pētījuma objektā Kūdrēnis 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvēšanu; SB – platība ar stumbra biomasas izvēšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies 2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Aegopodium podagraria</i> L.		xx	xx			xx
<i>Agrostis stolonifera</i> L.				xx	xx	
<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.		y				
<i>Anemone nemorosa</i> L.						y
<i>Angelica sylvestris</i> L.		xx				
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.				xx		
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.					xx	
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth.			xx	xx	y	xx
<i>Betula pendula</i> Roth.	y	y				
<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth			xx		x	xx
<i>Carex digitata</i> L.					xx	
<i>Carex hirta</i> L.				xx		
<i>Carex</i> sp.		y				
<i>Circaea alpina</i> L.		xx				
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.		xx				
<i>Convallaria majalis</i> L.						xx
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P.Fuchs			xx	xx	xx	xx
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott						y
<i>Equisetum pratense</i> Ehrh.		xx			y	
<i>Equisetum sylvaticum</i> L.		xx	xx			xx
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.		y				
<i>Frangula alnus</i> Mill.					x	
<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.		xx	xx	xx	xx	xx
<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	y					xx
<i>Galium aparine</i> L.		y				
<i>Galium mollugo</i> L.				xx	y	
<i>Geum rivale</i> L.		xx		xx		
<i>Glechoma hederacea</i> L.		xx				
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman				xx	xx	
<i>Hepatica nobilis</i> Mill.			xx			xx
<i>Huperzia selago</i> (L.) Bernh. ex Schrank et Mart.				x		

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Impatiens parviflora</i> DC.						y
<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh			xx		y	xx
<i>Luzula multiflora</i> (Ehrh.) Lej.		y				
<i>Luzula pilosa</i> (L.) Willd.				xx		
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.		y			xx	
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F.W. Schmidt			y	xx	x	xx
<i>Melampyrum nemorosum</i> L.					y	
<i>Mentha arvensis</i> L.				xx		
<i>Mercurialis perennis</i> L.		xx	xx	xx	xx	xx
<i>Milium effusum</i> L.			xx			
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench.				xx		
<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort		y	xx		x	xx
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench		xx	xx	xx	xx	xx
<i>Oxalis acetosella</i> L.	x	xx	xx	xx	xx	xx
<i>Padus avium</i> Mill.					y	
<i>Paris quadrifolia</i> L.			xx			xx
<i>Phragmites communis</i> Trin.		xx			y	
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.				x	y	
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Raeusch.		y				
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn					y	
<i>Ribes nigrum</i> L.			y			
<i>Rubus caesius</i> L.				y	y	
<i>Rubus idaeus</i> L.	y	y	xx		xx	xx
<i>Rubus saxatilis</i> L.			xx	xx		xx
<i>Sorbus aucuparia</i> L.						xx
<i>Stellaria holostea</i> L.		y				
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.		xx	xx	y	xx	
<i>Taraxacum officinale</i> F.H.Wigg.					y	
<i>Trientalis europaea</i> L.			x			
<i>Urtica dioica</i> L.		xx	xx		xx	y
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.			xx	y		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.				xx		
<i>Veronica chamaedrys</i> L.		y		xx		
<i>Veronica officinalis</i> L.				xx		
<i>Viola riviniana</i> Rchb.		xx				
<i>Viola</i> sp.				xx	xx	y

Pētījuma objektā Kūdrenis izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu atkārtotās uzskaites laikā vairs netika konstatēta īsvācēlīte *Brachythecium curtum* (Lindb.) Limpr. un Šrēbera rūšaine *Pleurozium schreberi* (Wild.ex Brid.) Mitt., savukārt izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasā, no jauna konstatēta kociņsūna *Climacium dendroides* (Hedw.) F. Weber & D. Mohr. Sūnu sugu skaits samazinājies arī kontroles platībā – atkārtotās uzskaites laikā netika reģistrēta Šrēbera rūšaine *Pleurozium schreberi* (Wild.ex Brid.) Mitt. un rožgalvīte *Rhodobrium roseum* (Hedw.) Limpr. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur

izvākta visa biomasas, 2014.gadā vairs netika uzskaitīta viļņainā divzobe *Dicranum polysetum* Sw.ex anon., bet aizsargjoslā pie izcirtuma ar stumbru biomasas izvākšanu – atkārtotajā uzskaitē vairs neparādās viļņainā divzobe *Dicranum polysetum* Sw.ex anon., vuļņainā skrajlapē *Plagiomnium undulatum* (Hedw.) T.J.Kop., Šrēbera rūšaine *Pleurozium schreberi* (Wild.ex Brid.) Mitt., taču šajā uzskaites laukumā ir nākusi klāt lielā spuraine *Rhytidiadelphus triquetrus* (Hedw.) Warnst. Aizsargjoslā kontroles platībā arī ir samazinājies sūnu sugu skaits, 2014.gada uzskaitē vairs nav konstatēta kalnu divzobe *Dicranum montanum* Hedw. un spīdīgā stāvsūna *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp. (Tabula 11).

Tabula 11.

Sūnu sugas pētījuma objektā Kūdrenis 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvākšanu; SB – platība ar stumbru biomasas izvākšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies 2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Brachythecium curtum</i> (Lindb.)Limpr.	x		xx	xx	xx	xx
<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Hedw.) Grout		xx	xx			
<i>Climacium dendroides</i> (Hedw.) F. Weber & D. Mohr		y				
<i>Dicranum montanum</i> Hedw.						x
<i>Dicranum polysetum</i> Sw.ex anon.				x	x	
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.						xx
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	xx			xx	xx	x
<i>Plagiomnium affine</i> (Blandow ex Funck) T.J.Kop.		xx	xx	xx	xx	xx
<i>Plagiomnium undulatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.		xx			x	xx
<i>Pleurozium schreberi</i> (Wild.ex Brid.) Mitt.	x		x	xx	x	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i> (Weber) Vain						xx
<i>Rhodobrium roseum</i> (Hedw.) Limpr.		xx	x	xx	xx	xx
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Hedw.) Warnst.		xx		xx		
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> (Hedw.) Warnst.			xx	xx	y	
<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.						

Pētījuma objektā Zvēri izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu atkārtotās uzskaites laikā 2014.gadā vairs nav konstatēta parastā priede *Pinus sylvestris* L., bet no jauna uzskaitīts grīslis *Carex* sp. Izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu atkārtotas uzskaites laikā konstatēts kārpainais bērzs *Betula pendula* Roth. Kontroles mežaudzē 2014.gadā vairs netika konstatēts krūklis *Frangula alnus* Mill., bet no jauna parādījies pūkainais bērzs *Betula pubescens* Ehrh., sila virsis *Calluna vulgaris* (L.) Hull, dzeloņainā ozolpāpārde *Dryopteris carthusiana* (Vill.) H.P.Fuchs un brūklene *Vaccinium vitis-idaea* L. Izcirtumam ar visas biomasas izvākšanu piegulošajā aizsargjoslā 2014.gadā vairs netika konstatēts pļavas nārbulis *Melampyrum pratense* L., bet no jauna uzskaitīta parastā kreimene *Convallaria majalis* L., parastā ciņusmilga *Deschampsia caespitosa* L., Kanādas zeltgalvīte *Solidago canadensis* L.s.l. un mellene *Vaccinium myrtillus* L.. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta stumbru biomasas, sugu skaits uzskaites laukumā samazinājies, un 2014.gadā vairs netika konstatēts pļavas nārbulis *Melampyrum pratense* L. un parastā priede *Pinus sylvestris* L.. Aizsargjoslā pie kontroles platības 2014.gadā no jauna parādījusies parastā smilga *Agrostis tenuis* Sibth. un sila virsis *Calluna vulgaris* (L.) Hull (Tabula 12).

Tabula 12.

Vaskulāro augu sugas pētījuma objektā Zvēri 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvākšanu; SB – platība ar stumbra biomasas izvākšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies
2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Agrostis tenuis</i> Sibth.						y
<i>Betula pendula</i> Roth.		y				
<i>Betula pubescens</i> Erhrh.			y			
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	xx		y	xx	xx	y
<i>Carex</i> sp.	y			xx		
<i>Convallaria majalis</i> L.				y		
<i>Deschampsia caespitosa</i> L.				y		
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Vill.) H.P.Fuchs			y			
<i>Festuca ovina</i> L.	xx			xx		
<i>Frangula alnus</i> Mill.			x			
<i>Melampyrum pratense</i> L.	xx	xx	xx	x	x	xx
<i>Pinus sylvestris</i> L.	x				x	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	xx					
<i>Solidago canadensis</i> L.s.l.				y		
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.		xx	xx	y	xx	xx
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	xx	xx	y	xx	xx	xx

Pētījuma objektā Zvēri gan abos izcirtumos, gan kontroles mežaudzē 2012.un 2014.gada uzskaitē konstatētas vienas un tās pašas sūnu sugas. Aizsargjoslā pie izcirtuma, kur izvākta visa biomas, no jauna atzīmēta straussūna *Ptilium crista-castrensis* (Hedw.) De Not., bet aizsargjoslā kontroles platībā 2014.gada uzskaitē vairs netika konstatēta purva krokvēcelīte *Aulacomnium palustre* (Hedw.)Schwägr. (Tabula 13).

Tabula 13.

Sūnu sugas pētījuma objektā Zvēri 2012.un 2014.gadā
(VB-platība ar visas biomasas izvākšanu; SB – platība ar stumbra biomasas izvākšanu; K – kontrole)
(x-suga konstatēta tikai 2012.gadā; xx – suga konstatēta gan 2012., gan 2014.gadā; y – suga no jauna parādījusies
2014.gadā)

Suga	VB	SB	K	VB A	SB A	K A
<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.)Schwägr.						x
<i>Cladina stellaris</i>		xx		xx		
<i>Dicranum undulatum</i> Schrad. Ex Brid.	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	xx		xx			xx
<i>Pleurozium schreberi</i> (Wild.ex Brid.) Mitt.	xx	xx	xx	xx	xx	xx
<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.	xx		xx	y		xx

iegūtie rezultāti liecina, ka otrajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas izcirtumu platībās ir ieviesušās gan jaunas meža augu sugas (piem., *Stellaria holostea* L.), gan dažādos biotopos, mežu ieskaitot, sastopami augi (piem., *Veronica chamaedrys* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej., *Deschampsia flexuosa* (L.) Nees, *Agrostis tenuis* Sibth.), gan mežam mazāk raksturīgas sugas (piem., *Galium aparine* L., *Galeopsis tetrahit* L.).

Objektā Vilkukalns Šenona-Vīnera daudzveidības indekss vaskulārajiem augiem izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, salīdzinot ar 2012.gadu, palielinājies, izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, tas ir līdzīgs kā pirmajā uzskaitē, bet kontroles platībā Šenona-Vīnera daudzveidības indekss ir samazinājies. Ja pirmās uzskaites laikā, salīdzinot parauglaukumus, kontroles platībā bija lielāka vaskulāro augu sugu daudzveidība nekā abos pārējos parauglaukumos, tad pēc kailcirtes veikšanas abos izcirtumos sugu daudzveidība ir lielāka nekā kontroles mežaudzē, lielākā indeksa vērtība konstatēta izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu. Sūnu sugu daudzveidība parauglaukumā, kur izvākta stumbru biomasa, salīdzinot ar iepriekšējo uzskaiti, palielinājusies, bet otrā izcirtumā un kontroles platībā saglabājusies gandrīz tāda pati kā 2012.gadā. Aizsargjoslā tendence laika gaitā palielināties ir gan vaskulāro augu, gan sūnu sugu daudzveidībai (Tabula 14).

Tabula 14.

Šenona-Vīnera daudzveidības indekss vaskulārajiem augiem un sūnām pētījuma objektos 2012.un 2014.gadā (VB- platība ar visas biomasas izvākšanu; SB – platība ar stumbru biomasas izvākšanu; K – kontrole)

Uzskaites laukumiņš	Vilkukalns				Kūdrenis				Zvēri			
	Lakstaugi		Sūnas		Lakstaugi		Sūnas		Lakstaugi		Sūnas	
	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014	2012	2014
VB	0.20	0.64	0.68	0.69	0	0.43	0.8	0	1.61	1.23	0.30	0.99
SB	0.79	0.78	0.94	1.22	2.04	2.70	0.83	1.24	0.95	0.22	0.32	0.59
K	0.83	0.57	1.01	1.03	2.21	2.58	1.13	1.14	0.21	1.19	1.03	0.75
VB A	1.51	1.40	1.00	1.34	2.77	2.83	1.65	1.48	1.19	1.02	0.29	0.27
SB A	1.25	1.34	0.9	1.35	2.12	2.10	1.35	1.38	1.15	1.06	0.08	0.03
K A	2.43	2.57	1.79	1.93	2.22	2.59	1.23	1.32	0.83	0.55	1.14	1.09

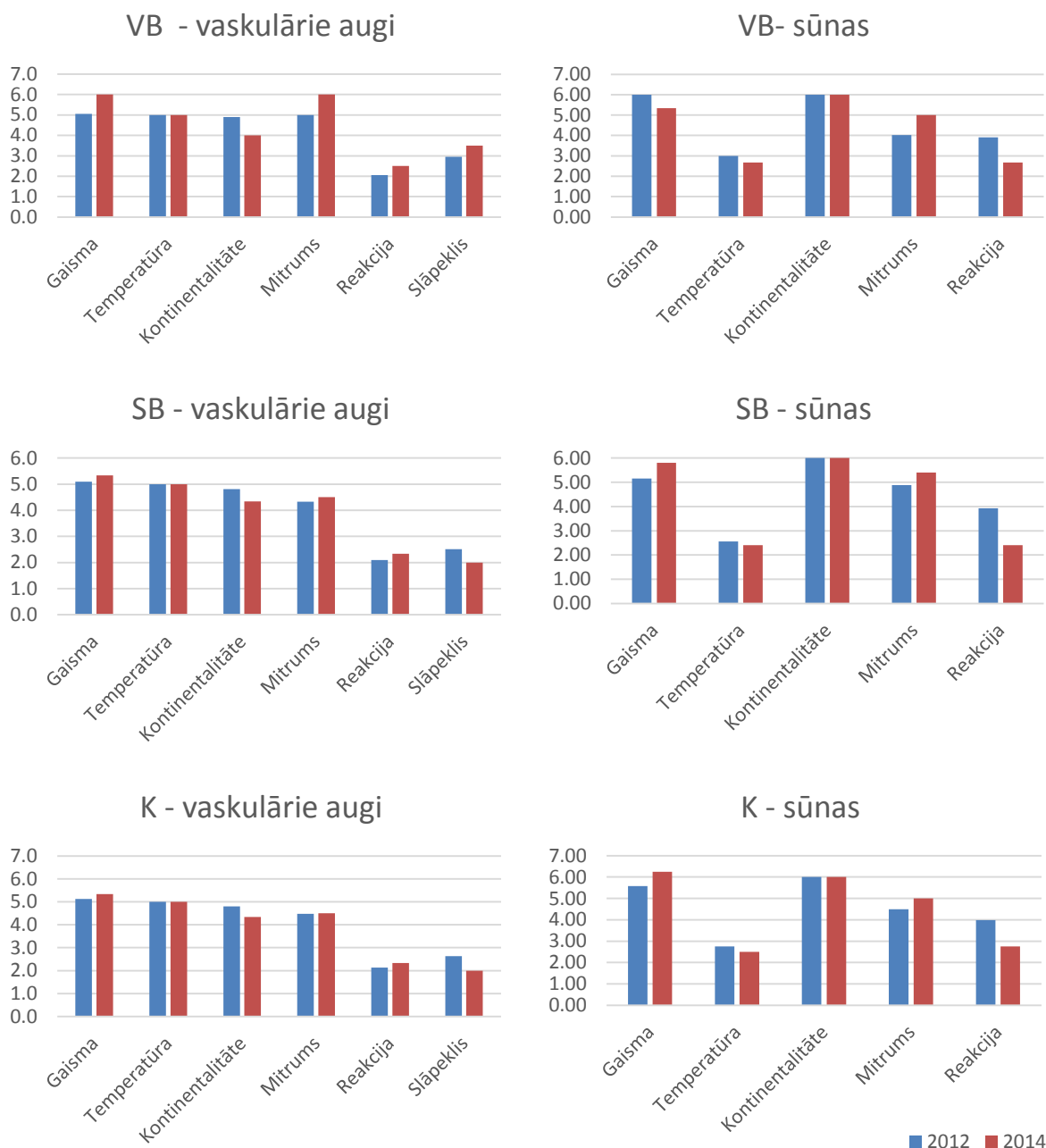
Objektā Kūdrenis vaskulāro augu daudzveidība palielinājusies gan abos izcirtumos, gan kontroles mežaudzē, arī aizsargjoslā vērojama līdzīga tendence. Pirms saimnieciskās darbības veikšanas vislielākā lakstaugu daudzveidība bija kontroles mežaudzē, bet atbilstoši atkārtotās uzskaites rezultātiem – izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa. Sūnu sugu daudzveidība samazinājusies izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, palielinājusies izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, bet kontroles platībā saglabājusies līdzīga kā pirmās uzskaites laikā. Pirms saimnieciskās darbības veikšanas sūnu sugu daudzveidības indekss visaugstākais bija kontroles mežaudzē, bet pēc kailcirtes veikšanas – izcirtumā ar visas biomasas izvākšanu (Tabula 14).

Objektā Zvēri vaskulāro augu daudzveidība samazinājusies abās izcirtumu platībās, bet palielinājusies kontroles mežaudzē. Salīdzinot savā starpā visus trīs parauglaukumus, konstatēts, ka pirms kailcirtes veikšanas vislielākā vaskulāro augu daudzveidība bijusi platībā, kur paredzēta visas biomasas izvākšana. Pēc saimnieciskās darbības veikšanas šāda tendence saglabājās, šajā objektā izcirtumā ar stumbru biomasas izvākšanu Šenona-Vīnera indeksa vērtība vaskulārajiem augiem 2014.gadā bija viszemākā. Šajā objektā pēc kailcirtes pieaugusi sūnu sugu daudzveidība abos

izcirtumos, bet samazinājusies kontroles mežaudzē. Salīdzinot savā starpā parauglaukumus, pirms kailcirtes veikšanas vislielākā sūnu sugu daudzveidība bijusi kontroles platībā, bet pēc kailcirtes – izcirtumā, kur izvākta visa biomasa (Tabula 14).

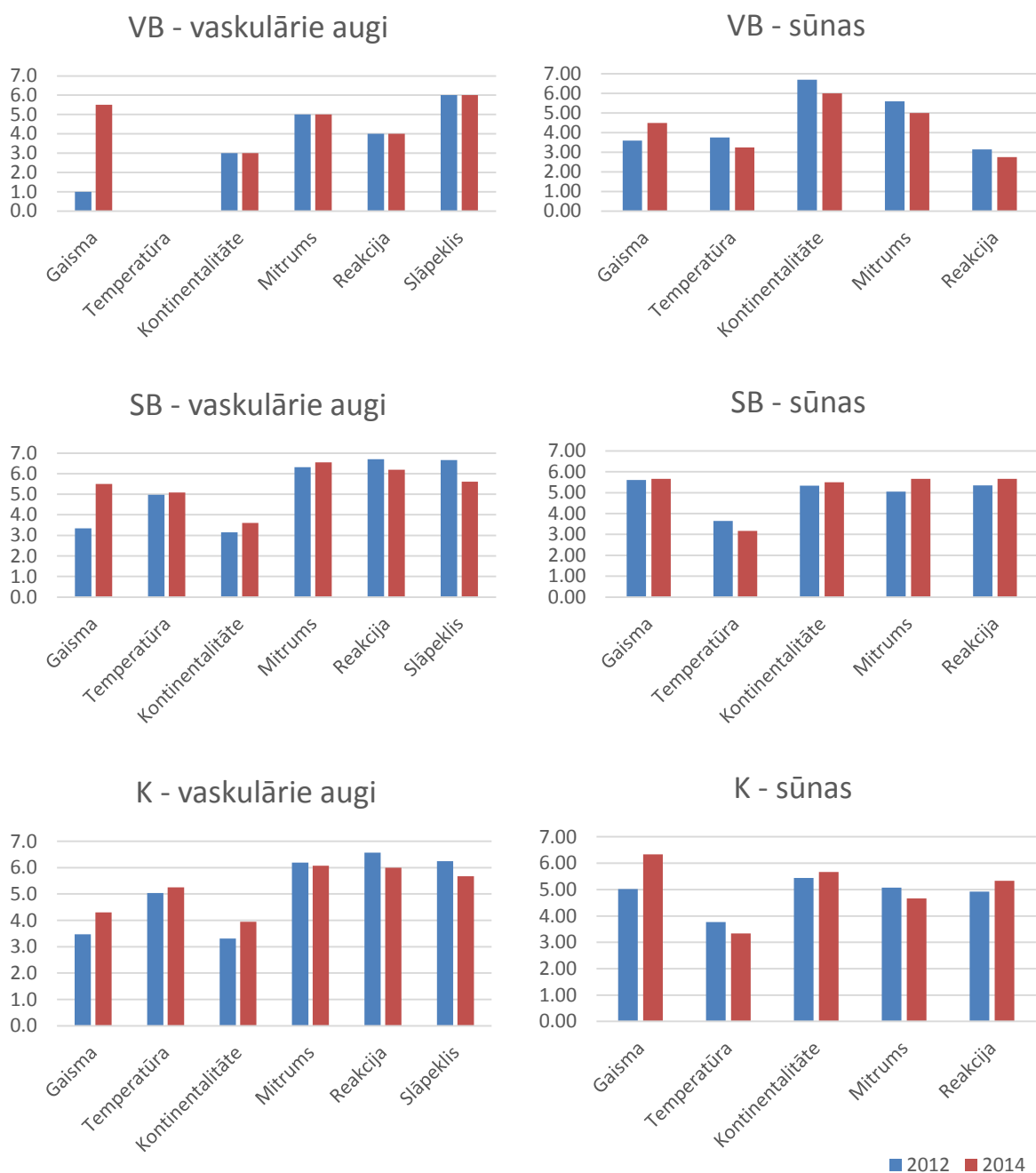
Vides apstākļu izmaiņas pētījuma objektos raksturotas, izmantojot Ellenberga un Dilla indikatorvērtības (lakstaugiem un sūnām) pirms un pēc saimnieciskās darbības. Katram uzskaites laukumam atbilstoši tajā sastopamajām lakstaugu un sūnu sugām, tika aprēķinātas gaismas, temperatūras, kontinentalitātes, mitruma, reakcijas un slāpekļa (tikai lakstaugiem) indikatorvērtības atbilstoši Ellenberga (1991) un Dilla (2001) skalām.

Atbilstoši Ellenberga skalas rādītājiem, objektā Vilkukalns izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, palielinājies apgaismojums, mitrums, augsnes pH, kā arī nodrošinājums ar barības vielām. Temperatūras indikatorvērtība nav mainījusies, bet kontinentalitātes rādītājs mazliet pazeminājies. Arī Dilla indikatorvērtības uzrāda mitruma palielināšanos, taču šajā gadījumā ir pretēji rezultāti saistībā ar gaismas apstākļu un reakcijas indikatorvērtību izmaiņām. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, apgaismojums un mitrums palielinājies atbilstoši abām skalām, savukārt atbilstoši Ellenberga skalai reakcijas vērtība pazeminājusies, bet atbilstoši Dilla skalai – paaugstinājusies. Šajā parauglaukumā samazinājusies arī slāpekļa indikatorvērtība. Gaismas un mitruma indikatorvērtības paaugstināšanās šajā objektā vērojama ne vien izcirtumos, bet arī kontroles platībā un aizsargjoslās (Attēls 57 un Tabula 15 un Tabula 16).



Attēls 57. Ellenberga un Dilla indikatorvērtības pirms un pēc saimnieciskās darbības izcirtumos ar visas biomasas un stumbra biomasas izvākšanu un kontroles platībā (VB, SB un K) objektā Vilkukalns

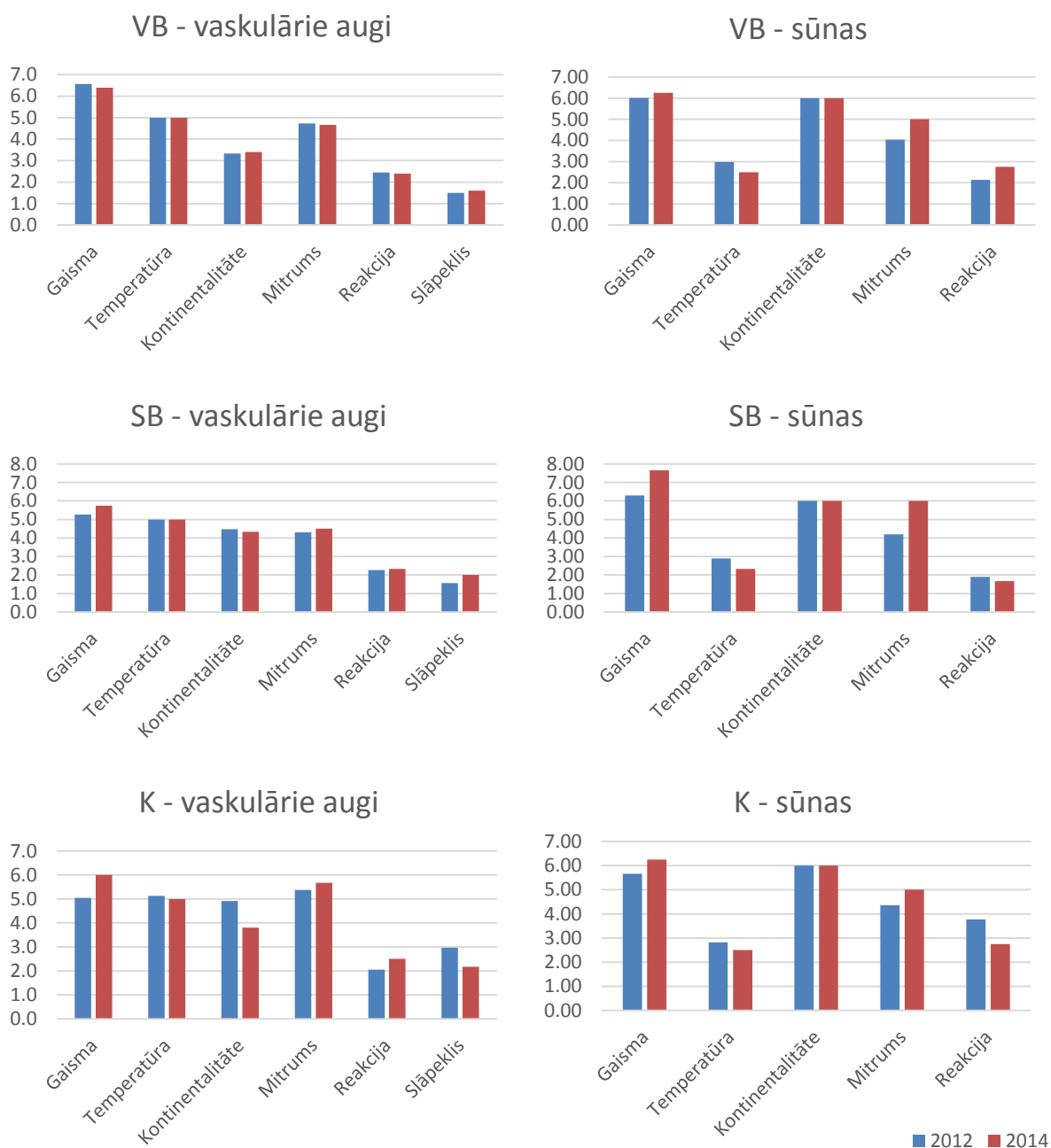
Objektā Kūdrenis izcirtumā, kur izvākta visa biomasā, atbilstoši abām ekoloģiskajām skalām palielinājusies gaismas indikatorvērtība. Ellenberga indikatorvērtības šajā parauglaukumā uzrāda līdzīgus kontinentalitātes, mitruma, reakcijas un slāpekļa nodrošinājuma apstākļus, bet, atbilstoši Dilla skalai, šie rādītāji pēc kailcirtes ir samazinājušies. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasā, atbilstoši abām skalām, ir palielinājies gaismas daudzums un mitrums, taču Ellenberga vērtības uzrāda reakcijas un slāpekļa nodrošinājuma samazināšanos, bet Dilla skala – reakcijas paaugstināšanos. Arī kontroles platībā gan Ellenberga, gan Dilla vērtības norāda uz apgaismojuma palielināšanos. Atšķirībā no izcirtumiem, šeit ir samazinājušās mitruma indikatorvērtības, bet palielinājušies kontinentalitātes rādītāji. Gaismas indikatorvērtības ir palielinājušās gan izcirtumiem, gan kontroles platībai pieguļošajās aizsargoslās (Attēls 58 un Tabula 15 un Tabula 16).



Attēls 58. Ellenberga un Dilla indikatorvērtības pirms un pēc saimnieciskās darbības izcirtumos ar visas biomasas un stumbra biomasas izvākšanu un kontroles platībā (VB, SB un K) objektā Kūdrenis

Objektā Zvēri izcirtumā, kur izvākta visa biomasa, gaismas indikatorvērtība atbilstoši Ellenberga skalai saglabājusies aptuveni iepriekšējās uzskaites līmenī, bet atbilstoši Dilla skalai – nedaudz palielinājusies. Atbilstoši Ellenberga skalai arī pārējo faktoru indikatorvērtības pēc kailcirtes ir tādas pašas kā 2012.gadā, savukārt, atbilstoši Dilla skalai, ir samazinājusies temperatūras indikatorvērtība, bet palielinājusies mitruma un reakcijas indikatorvērtība. Izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, atbilstoši abām ekoloģiskajām skalām palielinājies gaismas daudzums un mitrums. Tāda pati tendence vērojama arī kontroles parauglaukumā, arī šajā gadījumā ir palielinājušās gaismas un mitruma indikatorvērtības gan atbilstoši lakstaugu, gan sūnu uzskaitē; taču atbilstoši lakstaugu uzskaitē ir palielinājusies reakcijas indikatorvērtība, bet atbilstoši sūnu uzskaitē –

samazinājusies. Arī aizsargjoslās šajā objektā novērota gaismas un mitruma indikatorvērtību paaugstināšanās (Attēls 59 un Tabula 15 un Tabula 16)



Attēls 59. Ellenberga un Dilla indikatorvērtības pirms un pēc saimnieciskās darbības izcirtumos ar visas biomasas un stumbra biomasas izvākšanu un kontroles platībā (VB, SB un K) objektā Zvēri

Visos trijos objektos visos parauglaukumos ir palielinājies apgaismojums un mitrums. Ir iespējams, ka gaismas indikatorvērtības palielināšanos parauglaukumos ārpus izcirtumiem arī ir izraisījusi veiktā saimnieciskā darbība, sevišķi sausieņu mežu objektos, kas atrodas uz izteiktām nogāzēm, kur veiktā kailcirte nodrošina lielāka gaismas daudzuma nonākšanu arī pārējā mežaudzes daļā.

Reakcijas indikatorvērtība parāda augsnes pH reakciju, ko raksturo parauglaukumos augošie augi. Šīs vērtības samazināšanās novērota mežaudzē nogāzes augšdaļa objektos Vilkukalns un Kūdrenis, kā arī izcirtumā, kur izvākta visa biomasa objektā Kūdrenis.

Temperatūras apstākļi objektos ir saglabājušies relatīvi nemainīgi, tāpat kontinentalitātes apstākļi lielākajā daļā parauglaukumu. Slāpekļa indikatorvērtība raksturo nodrošinājumu ar slāpekli. Šīs vērtības palielināšanās novērota izcirtumā, kur izvākta visa biomasa objektos Vilkukalns un Kūdrenis, kā arī aizsargjoslā objektos Vilkukalns un Zvēri. Slāpekļa indikatorvērtībai ir tendence samazināties kontroles platībās visos trijos pētījuma objektos.

Tabula 15.

Ellenberga vērtības lakstaugiem pētījuma objektos 2012.un 2014.gadā

Rādītājs	Gads	Vilkukalns						Kūdrēnis						Zvēri					
		VB	SB	K	VBA	SBA	KA	VB	SB	K	VBA	SBA	KA	VB	SB	K	VBA	SBA	KA
Gaismas indikatorvērtība	2012	5.1	5.1	5.1	3.3	2.0	4.0	1.0	3.3	3.5	4.8	3.3	3.9	6.6	5.3	5.0	6.7	5.7	5.4
	2014	6.0	5.3	5.3	3.9	3.6	4.8	5.5	5.5	4.3	5.1	5.0	4.4	6.4	5.8	6.0	6.3	6.0	6.4
Temperatūras indikatorvērtība	2012	5.0	5.0	5.0	4.5	5.0	4.9		5.0	5.0	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	5.1	5.0	5.0	5.0
	2014	5.0	5.0	5.0	5.0	4.5	4.7		5.1	5.3	5.2	4.9	5.3	5.0	5.0	5.0	6.0		5.0
Kontinentalitātes indikatorvērtība	2012	4.9	4.8	4.8	4.2	3.7	4.0	3.0	3.1	3.3	3.4	3.3	3.6	3.3	4.5	4.9	3.7	4.5	4.3
	2014	4.0	4.3	4.3	4.7	4.1	4.4	3.0	3.6	3.9	3.9	3.9	3.7	3.4	4.3	3.8	4.0	4.3	4.2
Mitruma indikatorvērtība	2012	5.0	4.3	4.5	4.6	5.0	6.3	5.0	6.3	6.2	6.0	5.4	5.8	4.7	4.3	5.4	4.1	4.0	4.9
	2014	6.0	4.5	4.5	5.2	5.2	6.7	5.0	6.6	6.1	5.8	5.6	5.4	4.7	4.5	5.7	5.0	4.0	5.3
Reakcijas indikatorvērtība	2012	2.1	2.1	2.1	3.2	3.8	5.0	4.0	6.7	6.6	5.6	5.0	6.2	2.5	2.3	2.1	1.6	1.8	2.4
	2014	2.5	2.3	2.3	4.3	3.6	5.2	4.0	6.2	6.0	5.1	6.2	5.8	2.4	2.3	2.5	2.0	1.7	2.0
Barības vielu indikatorvērtība	2012	3.0	2.5	2.6	3.3	5.0	5.2	6.0	6.7	6.2	5.5	6.2	5.7	1.5	1.6	3.0	1.1	1.8	2.5
	2014	3.5	2.0	2.0	3.7	3.9	4.9	6.0	5.6	5.7	4.5	5.4	5.6	1.6	2.0	2.2	2.7	1.7	2.4

Tabula 16.

Dilla vērtības sūnām pētījuma objektos 2012.un 2014.gadā

Rādītājs	Gads	Vilkukalns						Kūdrēnis						Zvēri					
		VB	SB	K	VBA	SBA	KA	VB	SB	K	VBA	SBA	KA	VB	SB	K	VBA	SBA	KA
Gaismas indikatorvērtība	2012	6.0	5.2	5.6	5.9	5.9	4.7	3.6	5.6	5.0	5.6	4.2	4.6	6.0	6.3	5.7	6.3	6.0	5.4
	2014	5.3	5.8	6.3	5.8	6.2	5.7	4.5	5.7	6.3	5.4	5.0	4.9	6.3	7.7	6.3	6.8	7.5	6.3
Temperatūras indikatorvērtība	2012	3.0	2.6	2.8	3.0	3.1	3.6	3.8	3.7	3.8	3.3	3.4	3.6	3.0	2.9	2.8	2.9	3.0	2.6
	2014	2.7	2.4	2.5	3.3	2.7	3.3	3.3	3.2	3.3	3.3	3.4	3.3	2.5	2.3	2.5	2.3	2.5	2.5
Kontinentalitātes indikatorvērtība	2012	6.0	6.0	6.0	6.0	5.9	5.5	6.7	5.3	5.4	5.7	5.9	5.3	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0
	2014	6.0	6.0	6.0	6.0	5.6	5.4	6.0	5.5	5.7	6.0	6.0	5.7	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0	6.0
Mitruma indikatorvērtība	2012	4.0	4.9	4.5	4.0	4.2	5.5	5.6	5.0	5.1	4.9	5.6	5.4	4.0	4.2	4.4	4.2	4.0	4.8
	2014	5.0	5.4	5.0	4.5	5.8	5.1	5.0	5.7	4.7	5.0	5.0	5.3	5.0	6.0	5.0	6.0	5.0	5.0
Reakcijas indikatorvērtība	2012	3.9	3.9	4.0	3.4	2.9	4.3	3.2	5.4	4.9	5.1	5.4	5.3	2.1	1.9	3.8	1.9	2.0	3.8
	2014	2.7	2.4	2.8	4.8	3.0	4.3	2.8	5.7	5.3	4.6	5.0	4.1	2.8	1.7	2.8	2.0	1.5	2.8

Secinājumi

1. Vidēji 2014.gada novērojumu periodā (no aprīļa līdz oktobra beigām) ar nobirām uz augsnes zem koku vainagiem pētījumu objektos nonāca 13.0 līdz 43.7 kg ha⁻¹ slāpekļa, 0.8 līdz 2.4 kg ha⁻¹ fosfora, 2.6 līdz 6.4 kg ha⁻¹ kālija, 11.3 līdz 31.9 kg ha⁻¹ kalcija un 1.5 līdz 6.2 kg ha⁻¹ magnija, bet izcirtumā – 1.5 līdz 9.6 kg ha⁻¹ slāpekļa, 0.06 līdz 0.5 kg ha⁻¹ fosfora, 0.3 līdz 1.4 kg ha⁻¹ kālija, 1.3 līdz 7.6 kg ha⁻¹ kalcija un 0.2 līdz 1.1 kg ha⁻¹ magnija.
2. 2014.gadā ar nokrišņiem pētījuma objektos uz augsnes nonāca 1.12 kg ha⁻¹ N-NO₃⁻, 0.05 kg ha⁻¹ P-PO₄³⁻, 1.03 kg ha⁻¹ N-NH₄⁺, 3.28 kg ha⁻¹ K⁺, 5.46 kg ha⁻¹ Ca²⁺ un 1.65 kg ha⁻¹ Mg²⁺.
3. Otrajā gadā pēc saimnieciskās darbības veikšanas izcirtumos sāk parādīties ietkme uz augsnes ūdens ķīmisko sastāvu. Izcirtumos samazinās augsnes ūdens pH, bet palielinās N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ koncentrācija. Tomēr biogēno elementu koncentrāciju izmaiņas izcirtumos ir visai atšķirīgas pētījuma objektos, piemēram, objektā Vilkukalns magnija jonu koncentrācija izcirtumos, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir pieaugusi, bet Kūdrenī – samazinājusies.
4. Salīdzinot abus izcirtumus, secināts, ka biogēno elementu koncentrācijas atšķirības objektos iezīmējas dažādi. Vilkukalnā netika novērotas būtiskas nitrātjonu koncentrācijas atšķirības starp abiem izcirtumiem, Kūdrenī variantā ar visas biomasas izvākšanu augsnes ūdens nitrātjonu koncentrācija bija augstāka nekā variantā ar stumbra biomasas izvākšanu, bet objektā Zvēri augsnes ūdens nitrātjonu koncentrācija bija augstāka izcirtumā ar stumbra biomasas izvākšanu. Tieši tāda pati likumsakarība ir spēkā, salīdzinot amonija jonu un kālija jonu koncentrācijas. Būtiskas fosfātjonu koncentrācijas atšķirības starp parauglaukumiem netika konstatētas. Kalcija jonu koncentrācija Vilkukalnā starp izcirtumiem būtiski neatšķīrās, Kūdrenī augstāka kalcija jonu koncentrācija augsnes ūdenī tika konstatēta izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa, bet objektā Zvēri tieši pretēji. Magnija jonu koncentrācija augsnes ūdenī objektos sausieņu mežos starp izcirtumiem būtiski neatšķīrās, bet Kūdrenī tā ir augstāka izcirtumā, kur izvākta stumbru biomasa.
5. Otrajā gadā pēc kailcirtes netika konstatētas būtiskas biogēno elementu koncentrācijas izmaiņas aizsargjoslā 10 m no izcirtumu malas, kas ļauj secināt, ka 10 m plata aizsargjosla šajā gadījumā darbojas efektīvi. Tomēr iespējams, ka biogēno elementu koncentrācijas turpinās izmainīties arī nākamajos gados, tādēļ novērojumi jāturpina.
6. Pretēji Zviedrijā iegūtajiem rezultātiem, mūsu pētījuma objektos otrajā gadā pēc kailcirtes nav konstatēta būtiskas biogēno elementu koncentrācijas palielināšanās izcirtumos esošajās gruntsūdens akās. Jāatzīmē gan, ka mūsu objektos gruntsūdens līmenis ir ļoti zems, tāpēc, iespējams, barības vielu koncentrācijas izmaiņas augsnes virsējā slānī to nemaz neietekmē.
7. Otrajā gadā pēc kailcirtes novērota neliela nitrātjonu koncentrācijas palielināšanās upē un grāvī objektos Vilkukalns un Kūdrenis, taču nevienā gadījumā koncentrācijas nepārsniedza vidējās vērtības periodā pirms kailcirtes 2012.gadā.
8. Ievērojamās biogēno elementu koncentrācijas izmaiņas avota un pazemes spiedes ūdeņos objektā Kūdrenis periodā no 2012.līdz 2014.gadam uzskatāmi parāda ar antropogēno faktoru ietekmi nesaistītas izmaiņas biogēno elementu apritē.
9. Pēc saimnieciskās darbības veikšanas, mainoties vides apstākļiem, izcirtumos ir palielinājies vaskulāro augu un sūnu sugu daudzveidības indekss, izņemot objektu Zvēri, kur vaskulāro augu daudzveidība samazinājusies. Atbilstoši Ellenberga un Dilla ekoloģiskajām skalām, visos

objektos ir palielinājies apgaismojums un mitrums ne vien izcirtumos, bet arī tiem blakus esošajās platībās.

10. Vaskulāro augu un sūnu sugu daudzveidības indekss izcirtumā, kur izvēkta visa biomasa, objektos Vilkukalns un Kūdrenis ir būtiski lielāks nekā izcirtumā, kur izvēkta stumbru biomasa, objektā Zvēri iezīmējas tieši pretēja likumsakarība.
11. Mūsu pētījuma objektos vielu aprites reakcija uz saimniecisko darbību sāk parādīties tikai otrajā gadā pēc kailcirtes, pie tam vēl ne visās vielu aprites komponentēs un ne visos objektos, tādēļ patlaban izdarīt vispārīgākus secinājumus par kailcirtes ietekmi uz vielu apriti, aizsargjoslas efektivitāti un atšķirībām starp visas biomasas izvēkšanu un stumbru biomasas izvēkšanu, kā arī sniegt rekomendācijas apsaimniekošanai ir par agru, nepieciešams garāks novērojumu periods. Atbilstoši Skandināvijas valstu un Somijas pieredzei, šāda veida pētījumu ilgumam jābūt vismaz 5-7 gadi. 2014.gada rudenī izcirtumos ir sagatavota augsne stādīšanai, 2015.gada pavasarī platības plānots apstādīt un turpināt ūdens paraugu ievākšanu un analīzes.

Literatūra

1. Adamson J.K., Hornung M. 1990. The effect of clearfelling a Sitka spruce (*Picea Sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of Hydrology*. 116:287-297
2. Ahtiainen M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiologia*. 243/244:465-473
3. Ahtiainen M., Huttunen P. 1999. Long-term effects of forestry management on water quality and loading in brooks. *Boreal Environmental Research*. 4:101-114
4. Binkley D., Richter D. 1987. Nutrient cycles and H⁺ budgets of forest ecosystems. In: *Advances in Ecological Research*, 16:1-51
5. Dahlgren R.A., Driscoll C.T. 1994. The effects of whole-tree clearcutting on soil processes at the Hubbard Brook Experiment Forest, New Hampshire, USA. *Plant and Soil*. 158(2): 239-262
6. Düll R. 2001. Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. In: Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W.: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. - *Scripta Geobotanica* 18: 175-220, 3. Aufl., Göttingen.
7. Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobot.* 18: 1-248.
8. Fröberg M., Hansson K., Kleja D.B., Alavi G. 2011. Dissolved organic carbon and nitrogen leaching from Scots pine, Norway spruce and silver birch stands in southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 262:1742-1747
9. Futter M.N., Ring E., Högbom L., Entenmann S., Bishop K.H. 2010. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution*. 158: 3552-3559
10. Gundersen P. 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests - preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*. 85:1179-1184
11. Indriksons A. 2006. Meža ūdensregulējošās īpašības intensīvas mežsaimniecības apstākļos. Pārskats par LR Zemkopības ministrijas Meža attīstības fonda pasūtītu pētījumu. 42.lpp.
12. Kubin E. 1998. Leaching of nitrate nitrogen into the groundwater after clear felling and site preparation. *Boreal Environmental Research* 3: 3-8

13. Lazdiņš A. 2011. Pārskats par Meža attīstības fonda pasūtīto pētījumu "Eiropas meža monitoring sistēmas attīstības projekta Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System" ieviešana valsts starptautisko saistību izpildes nodrošināšanai. LVMI "Silava", 59.lpp.
14. Mannerkoski H., Finer L., Piirainen S., Starr M. 2005. Effect of clear-cutting and site preparation on the level and quality of groundwater in some headwater catchments in eastern Finland. *Forest Ecology and Management*. 220: 107-117
15. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 2010. ICP Forests. Tiešsaistē: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
16. Nieminen M. 1998. Changes in nitrogen cycling following the clearcutting of drained peatland forests in southern Finland. *Boreal Environmental Research*. 3: 9-21
17. Nieminen M. 2004. Export of dissolved organic carbon nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica*. 38(2): 123-132
18. Nikodemus O., Kārklīš A., Kļaviņš M., Melecis V. 2008. Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 256 lpp.
19. Pardo L.H., Driscoll C.T., Likens G.E. 1995. Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air and Soil Pollution*. 85(3): 1659-1664
20. Sollins P., Grier C.C., McCorison F.M., Cromack K., Fogel R., Fredriksen L. 1980. The internal element cycles of an old-growth Douglas fir ecosystem in western Oregon. *Ecological Monographs* 50:261-285
21. Tērauda E. 2008. Ķīmisko vielu plūsmas Latvijas priežu mežu ekosistēmās. Promocijas darbs. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, 123 lpp.
22. Westling O., Örlander G., Andersson I. 2004. Effekter på askåterförling till granplanteringar med riståkt. IVL Rapport B 1552
23. Wiklander G. 1981. Clear-cutting and the nitrogen cycle. Heterogeneous nitrogen leaching after clear-cutting. In: Clark F.E., Rosswall T. (Eds.). *Terrestrial Nitrogen Cycles, Processes, Ecosystem Strategies and Management Impacts*. *Ecological Bulletin* 33:642-647
24. Wiklander G., Nordlander G., Andersson R. 1991. Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*. 55:263-282

2. Ekoloģisko koku saglabāšanas ietekme uz vidi

2.1. Ekoloģisko koku raksturojums

Epifītiskās sūnu un ķērpju sugas noteiktas 20 izcirtumos, kopumā apsekojot 98 ekoloģiskos kokus. Visos izcirtumos aprakstīti brīvi izvēlēti pieci koki, izņemot objektu nr. 111_492_2, kurā sugas uzskaitītas uz trīs kokiem (Tabula 17). Lielākoties apsekoti lapu koki, no kuriem visvairāk pārstāvētās koku sugas bija parastā apse *Populus tremula* un parastais ozols *Quercus robur* (Tabula 17). Epifītisko sūnu un sugu daudzveidība noteikta arī uz trīs parastās priedes *Pinus sylvestris* substrātiem.

Tabula 17.

Koku sugu skaits, uz kuriem noteiktas epifītisko sūnu un ķērpju sugas apsekotajos izcirtumos

Objekta nr./ Koku suga	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Betula pendula</i>	<i>Tilia cordata</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Ulmus glabra</i>	<i>Acer platanoides</i>
504_312_14			1	1		3			
601_91_6	1		1		2	1			
608_3_17	1	4							
511_255_9		3		1				1	
303_255_11	1		3	1					
501_382_4	1		3		1				
106_387_8				4		1			
111_492_2								3	
606_349_14		2	1	2					
111_359_4			5						
305_59_3					4		1		
503_389_18				3			2		
304_233_5	1	2	1			1			
608_114_5		1	4						
610_236_7		1			1	3			
608_223_8		4	1						
511_154_5		1	1						3
208_176_32		1	4						
207_368_1		3	2						
111_22_11	3		2						

2.2.Epifītisko sugu raksturojums

Kopumā uz visiem apsekotajiem ekoloģiskajiem kokiem noteiktas 90 sugas, no kurām 39 bija ķērpju sugas un 51 sūnu suga. Lielāko daļu no sūnu sugām pārstāvēja lapu sūnas – 40 sugas. Vienpadsmit sūnaugi bija aknu sūnas. Visbiežāk sastopamā suga uz kokiem bija ķērpis *Phlyctis argena*. Dominējošās ķērpju ģintis bija *Lepraria* un *Lecidella*. Pie koka pamatnes augstumā no 0 līdz 0.5 metriem visbiežāk konstatēta sūnu suga – *Hypnum cupressiforme*. Savukārt sūnu suga *Radula complanata* bieži sastopama koku ziemeļu pusē augstumā no 0.5 – 2 metriem.

Kopumā visos apsekotajos izcirtumos visvairāk sugu atrastas uz kokiem 0 – 0.5 metru augstumā (74 sūnu un ķērpju sugas). Pārējos koku augstumos kopējais sugu skaits bija sekojošs: 0.5 – 2 – 66 sugas; virs diviem metriem – 34 sugas. Ir novērojams, ka sugu skaitu sadalījums pa taksonomiskām grupām ir atšķirīgs izdalītajos augstumos. Koku augstumā no 0 līdz 0.5 metriem konstatēts vislielākais sūnu sugu skaits (46 sugas). Nākamajā augstuma posmā no 0.5 līdz 2 metriem, ņemot vērā visus aprakstītos kokus, lielāks sugu skaits novērots ķērpjiem (38 sugas), kā arī virs diviem metriem vairāk sastopamas ķērpju sugas nekā sūnu sugas (kopā uzskaitītas 23 ķērpju sugas).

Lielāks sugu skaits konstatēts koku ziemeļu pusēs (86 sugas, ņemot vērā visus kokus), no kurām visvairāk sastopamas bija sūnu sugas. Toties pavisam noteiktas 77 sugas uz ekoloģiskajiem kokiem dienvidu pusē, no kurām 41 sūnu suga un 36 ķērpju sugas.

Vislielākais epifītu skaits konstatēts objektā nr. 303_255_22 (36 sugas), savukārt vismazākais objektā nr. 610_236_7 (19 sugas) (Tabula 18). Lielākajā daļā izcirtumu uzskaitīto sūnu sugu skaits pārsniedz ķērpju sugu skaitu (kopā 15 parauglaukumos) (Tabula 18). Visvairāk sūnu sugu atrastas objektā nr. 501_382_4, uzskaitot 25 sūnaugus, toties vislielākais skaits, proti, 18 ķērpju sugu, aprakstītas objektā nr. 601_91_6. Tikai sešas sūnu un ķērpju sugas uz ekoloģiskajiem kokiem atrastas attiecīgi objektos nr. 608_223_8 un nr. 111_22_11 (Tabula 18).

Tabula 18.

Epifītisko sūnu un ķērpju sugu skaits apsekotajos izcirtumos

Objekta nr./ Koku suga	Kopējais sūnu un ķērpju sugu skaits	Sūnu sugu skaits	Ķērpju sugu skaits
504_312_14	34	18	16
601_91_6	29	11	18
608_3_17	22	7	15
511_255_9	31	18	13
303_255_11	36	20	16
501_382_4	33	25	12
106_387_8	29	14	15
111_492_2	20	11	9
606_349_14	32	19	13
111_359_4	35	24	11
305_59_3	26	9	17
503_389_18	29	13	17
304_233_5	26	13	13
608_114_5	21	12	8
610_236_7	19	11	8

Objekta nr./ Koku suga	Kopējais sūnu un ķērpju sugu skaits	Sūnu sugu skaits	Ķērpju sugu skaits
608_223_8	20	6	14
511_154_5	22	13	9
208_176_32	25	14	11
207_368_1	28	19	9
111_22_11	21	15	6

2.3.Dabisko mežu biotopu indikatorsugas

Uz apsekotajiem substrātiem konstatētas 13 dabisko mežu biotopu indikatorsugas – *Acrocordia gemmata*, *Anomodon longifolius*, *Bacidia rubella*, *Barbilophozia attenuata*, *Graphis scripta*, *Homalia trichomanoides*, *Jamesoniella autumnalis*, *Lejeunea cavifolia*, *Lobaria pulmonaria*, *Metzgeria furcata*, *Neckera pennata*, *Pertusaria pertusa* un *Ulotia crispa*. Trīs no šīm sugām ir īpaši aizsargājamās sugas, kurām izveidojami mikroliegumi – sūnu sugas – *Lejeunea cavifolia* un *Barbilophozia attenuata*, ķērpju suga – *Pertusaria pertusa* (MK noteikumi Nr. 940). Turpmāk tekstā parādīts, cik un kādas dabisko mežu biotopu indikatorsugas atrastas katrā apsekotajā izcirtumā.

Objekts Nr. 504_312_14 - sūnu sugas *Homalia trichomanoides* un *Neckera pennata*.

Objekts Nr. 601_91_6 – sūnu suga *Homalia trichomanoides* un ķērpju sugas *Pertusaria pertusa*, *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 608_3_17 – sūnu suga *Homalia trichomanoides* un ķērpju suga *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 511_255_9 – sūnu sugas *Ulotia crispa* un *Homalia trichomanoides*, kā arī viena ķērpju suga *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 303_255_11 – sūnu sugas – *Homalia trichomanoides*, *Jamesoniella autumnalis*, *Ulotia crispa* un divas ķērpju sugas – *Acrocordia gemmata* un *Graphis scripta*.

Objekts 501_382_4 – sūnu sugas *Homalia trichomanoides*, *Lejeunea cavifolia*, *Metzgeria furcata*, *Neckera pennata* un *Ulotia crispa*, ķērpju suga – *Graphis scripta*.

Objekts 106_387_8 – sūnu suga *Barbilophozia attenuata* un ķērpju suga *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 111_492_2 – sūnu sugas *Homalia trichomanoides*, *Neckera pennata*, ķērpju sugas *Acrocordia gemmata*, *Graphis scripta*, *Pertusaria pertusa*.

Objekts 606_349_14 – ķērpju suga *Graphis scripta* un sūnu suga *Ulotia crispa*.

Objekts 111_359_4 – ķērpju sugas *Acrocordia gemmata*, *Graphis scripta*, sūnu sugas *Homalia trichomanoides*, *Neckera pennata* un *Ulotia crispa*.

Objekts 305_59_3 – ķērpju suga *Graphis scripta*.

Objekts 503_389_18 – sūnu suga *Ulotia crispa*.

Objekts 304_233_5 – sūnu suga – *Ulotia crispa* un viena ķērpju suga – *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 511_154_5 – sūnu sugas *Homalia trichomanoides* un *Ulotia crispa*, kā arī ķērpju suga – *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 208_176_32 – ķērpju suga *Acrocordia gemmata* un sūnu suga *Ulotia crispa*.

Objekts Nr. 207_368_1 – sūna suga – *Homalia trichomanoides* un ķērpju suga – *Acrocordia gemmata*.

Objekts Nr. 111_22_11 – sūnu sugas – *Anomodon longifolius*, *Homalia trichomanoides*, *Lejeunea cavifolia*, *Ulotia crispa* un divas ķērpju sugas – *Lobaria pulmonaria* un *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 608_114_5 – sūnu suga *Bacidia rubella*.

Objekts Nr. 608_223_8 – ķērpju suga *Graphis scripta*.

Objekts Nr. 610_236_7 – ķērpju suga *Graphis scripta*.

Secinājumi

Pirmā apsekojuma rezultāti rāda, ka sugu sadalījums pa taksonomiskajām grupām ir atšķirīgs dažādos augstumos uz koka. Sūnu sugas vairāk izplatītas pie stumbra pamatnes, un sūnu sugu skaits un procentuālais segums samazinās koka augstumā virs diviem metriem. Ķērpju sugu daudzveidība lielāka ir virs 0.5 metriem. Lai varētu novērtēt, kāda ir epifītisko sugu pielāgošanās augt uz koka dažādos augstumos un dažādās debespusēs, ir nepieciešama izvērstāka datu kopa un analīze.

Sākotnējie rezultāti rāda, ka sugu bagātība atšķiras starp izvēlētajiem izcirtumiem. Iespējams, to varētu skaidrot atšķirīgais koku sugu sastāvs, kas izvēlēts katrā apskatītajā vietā. Ir zināms, ka platlapji ir īpaši nozīmīgi sūnu sugām, īpaši retām un aizsargājamām. Dziļāka analīze starp koku sugu un sūnu un ķērpju sugu savstarpējo saistību dos zināšanas par to, kādi ekoloģiskie koki (ar kādām īpašībām) ir īpaši nozīmīgi, lai saglabātu epifītisko sugu daudzveidību pēc ciršanas, no pašreiz pieejamajiem rezultātiem šādus secinājumus izdarīt būtu pārsteidzīgi, nepieciešams arī plašāks datu materiāls.

Ekoloģiskie koki varētu būt nozīmīgi dažām dabisko mežu biotopu indikatorsugām, par ko liecina reto sugu eksistence uz kokiem dažus gadus pēc ciršanas darbiem. Taču, lai to varētu pilnvērtīgi novērtēt, ir nepieciešami pētījumi ilgākā laika posmā, kas rādītu šo sugu pielāgošanās spējas jaunajiem apstākļiem, kā arī jaunu sugu parādīšanos.

Kopīgie secinājumi par ekoloģisko koku ietekmi uz vidi

1. Pētījums tika veikts 2013.un 2014.gadā ar mērķi noskaidrot ekoloģisko koku izdzīvošanas dinamiku, ietekmi uz nākamās paaudzes kokiem un funkcionalitāti bioloģiskās daudzveidības aspektā. Ar mērķi izvērtēt ekoloģisko koku izdzīvošanas dinamiku 2013.gadā analizēti ortofoto dati par 400 cirsmām valsts mežos, veicot 2.un 3.aerofotografēšanas cikla datu salīdzinājumu. Lai novērtētu ortofoto datu izmantošanas precizitāti ekoloģisko koku izdzīvošanas analīzē, kā arī novērtētu ekoloģisko koku stāvokli sugu līmenī, dabā tika apsekotas 80 cirsmas no tām, kuru ortofoto attēli izvērtēti pētījuma pirmajā etapā. Šajos izcirtumos vērtēta arī ekoloģisko koku ietekme uz nākamās paaudzes kokiem. Bioloģiskās daudzveidības aspekti šajā pētījumā aplūkoti saistībā ar kukaiņu un epifītiskās veģetācijas daudzveidību un izmaiņām. 2013.gadā veikts atkārtots epifītu veģetācijas izvērtējums uz 45 ekoloģiskajiem kokiem izcirtumos bij. Mežoles, Launkalnes un Valguma mežniecībās (pirmā uzskaitē 1999.gadā). 2013.gadā šajos izcirtumos tika veikta arī kukaiņu uzskaitē. 2014.gadā veikta pirmreizējā epifītu veģetācijas uzskaitē uz ekoloģiskajiem kokiem 20 izcirtumos visā Latvijas teritorijā.
2. Izcirtumos valsts mežos priede tiek saglabāta 80% no cirsmām, apse 64% no cirsmām, bērzs 57% cirsmu. RGB ortofotoattēlos M1:10000 atpazīti aptuveni puse no dabā identificējamajiem kokiem. Biežāk netiek atpazīti relatīvi mazāki koki, kā arī grupās atstāti ekoloģiskie koki.
3. Atbilstoši iepriekšējā gada apsekojuma rezultātiem, priedei bojā gājušie koki visbiežāk ir izgāzti (67%), savukārt apsei un bērzam vienlīdz liels ir izgāzto un nolauzto koku īpatsvars. Attiecīgi lapu koki nodrošina lielākas strukturālās daudzveidības veidošanos laikā (rodas gan stumbeņi, gan kritālas). Ekoloģisko koku kritālu virziena analīze parādīja, ka, ja vēlas, lai koku krišanas gadījumā tie veidotu „tiltu” sugām ar ierobežotu izplatīšanās attālumu, ekoloģisko koku izvietojums plānojams DR –ZA virzienā.
4. Atkārtotu apsekojumu (intervāls 13 gadi) rezultāti rāda, ka izcirtumos laika gaitā ir palielinājusies sūnu sugu daudzveidība un vitalitāte uz ekoloģiskajiem kokiem. Atsevišķu sūnu

un ķērpju sugu izdzīvošanai lielākie draudi ir tieši saimniekkoka bojāeja, tādēļ būtiski ir izvēlēties ekoloģiskos kokus ar labu izdzīvošanas potenciālu. Kā noskaidrots 2013. gadā veiktajā apsekojumā, būtiski zemāka izdzīvošanas pakāpe 10 gadu periodā ir apsei (42%), salīdzinot ar vidējo rādītāju 67%. Dažāda veida bojājumi, kas varētu ietekmēt ekoloģisko koku dzīvotspēju, konstatēti 89% apšu, 60% priežu. Paaugstināts vainagu caurspīdīgums (>60%) konstatēts 4% dzīvo ekoloģisko koku.

5. Tajā pašā laikā ekoloģiskie koki, ejot bojā, nodrošina strukturālās daudzveidības saglabāšanos un palielināšanos ilgtermiņā, kas ir nozīmīgi gan tām sugām, kas ieviešas izcirtumā pēc saimnieciskās darbības veikšanas, gan tām sugām, kas ir atkarīgas no mirušās koksnes dažādās sadalīšanās pakāpēs. Ekoloģiskajiem kokiem aizejot bojā, mainās no tiem atkarīgo sugu sastāvs, un mirusī koksne turpina kalpot kā dzīvotne epiksīlajām sūnu sugām, kā arī citām organismu grupām (piem., meža gliemežiem, saproksilofitajiem kukaiņiem). Tādēļ, lai nodrošinātu maksimālu strukturālo daudzveidību, atstāšanai būtu jāizvēlas gan vitāli ekoloģiskie koki, kas varētu izdzīvot pēc iespējas ilgāk, gan arī tādi, kuru izdzīvošanas potenciāls ir zemāks un kuri jau tuvākajā nākotnē varētu palielināt mirušās koksnes resursus un dzīvotņu dažādību.
6. Ekoloģiskie koki varētu būt nozīmīgi vairākām dabisko mežu biotopu indikatorsugām, par ko liecina reto sugu eksistence uz kokiem dažus gadus pēc ciršanas darbiem. 14 gadus pēc mežizstrādes jaunaudzē uz ekoloģiskajiem kokiem tika konstatētas gan sūnas, gan kukaiņi, kas ir reti vai samērā reti sastopami (piem., *Dorcotoma ģints* ķirmji, *Ampedus nigrinus*, *Notorrhina muricata*, *Antherophagus nigricornis*, *Salpingus ruficollis* u.c.) vai arī ir dabisko meža biotopu indikatori vai speciālisti, (piem., sūnas *Neckera pennata*, *Homalia trichomanoides* un *Ulotia crispa* un kukaiņi *Notorrhina muricata*, *Mycetophagus quadripustulatus*, *Pryonichus ater*, *Ampedus erythrogonus*, *Peltis grossa* u.c.). Arī pirmreizējās epifītu veģetācijas uzskaites laikā uz ekoloģiskajiem kokiem izcirtumos tika konstatētas dabisko meža biotopu indikatorsugas, tajā skaitā arī īpaši aizsargājamas sugas (*Acrocordia gemmata*, *Anomodon longifolius*, *Bacidia rubella*, *Barbilophozia attenuata*, *Graphis scripta*, *Homalia trichomanoides*, *Jamesoniella autumnalis*, *Lejeunea cavifolia*, *Lobaria pulmonaria*, *Metzgeria furcata*, *Neckera pennata*, *Pertusaria pertusa* un *Ulotia crispa*). Lai ekoloģisko koku nozīmi šajā aspektā varētu pilnvērtīgi novērtēt, ir nepieciešami padziļināti pētījumi ilgākā laika posmā, kas radītu sugu pielāgošanās spējas jaunajiem apstākļiem, kā arī jaunu sugu parādīšanos. Līdz šim veiktie pētījumi ir fragmentāri un pārsvarā gadījumu neizseko tendencēm laikā.
7. Ekoloģisko koku atstāšana grupās vispārīgā gadījumā ir labvēlīgāka dažādu organismu vides prasību nodrošināšanai. Ieteicams šādās grupās saglabāt arī pamežu, kas nodrošina iespējami vienmērīga mikroklimata saglabāšanos, kas ir svarīgs faktors daudzu organismu izdzīvošanai. Tajā pašā laikā daļa sugu, kas sastopamas uz ekoloģiskajiem kokiem, labāk jūtas pilna apgaismojuma apstākļos. Lēmums par ekoloģisko koku izvietojumu (atsevišķi vai grupās) jāpieņem, vadoties no konkrētā nogabala īpatnībām (meža tips, valdošā suga utt.).
8. Būtiski faktori ir atstājamo koku diametrs un vecums, vairumam sugu sevišķi nozīmīgi ir liela izmēra lapu koki. Apse kā ekoloģiskais koks ir viena no vērtīgākajām sugām bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas kontekstā, dažām kukaiņu sugām nozīmīgi ir arī nelieli koki un pat nelieli apšu zari.
9. 2013. gada sezonas pētījums par kukaiņu daudzveidību izcirtumos neapstiprināja hipotēzi, ka izcirtumos, mainoties klimatiskajiem u.c. apstākļiem, būtiski samazinās higrofilo sugu daudzums un īpatņu skaits, tomēr rezultāti drīzāk liecina par citu faktoru ietekmi (neliela

izcirtuma platība, mitrie meža nogabali netālu no izcirtuma, higrofilo sugu migrācijai labvēlīgi laika apstākļi), nevis kailcirtes kā tādas pozitīvo ietekmi uz higrofilajām sugām. Šis jautājums ir pētāms padziļināti un ilgstošā laika posmā, ievācot datus arī par parauglaukumu augsni un mitruma īpatnībām, kā arī izcirtuma lielumu. Iespējams, higrofilo sugu lielais īpatsvars izskaidrojams ar to migrāciju caur izcirtumu, nevis šajos gadījumos ar ekoloģisko koku nozīmi.

10. Ekoloģiskie koki atstāj būtisku negatīvu ietekmi uz jaunās paaudzes priežu, bērzu un apšu augstumu līdz 4m attālumam no koka, savukārt eglei šāda sakarība nav konstatēta. Ja ekoloģiskie koki tiek izvietoti grupās, negatīvā ietekme uz jauno koku paaudzi, rēķinot uz platības vienību, ir mazāka.

3. Uz empīrisko mērījumu rezultātiem balstītas mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas izstrāde un aprobācija

3.1. MSI inventarizācijas procesā iegūto rādītāju piemērotība mežsaimnieciskās darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam

Ievads

Bioloģiskās daudzveidības monitoringam ir izstrādātas un realizētas dažādas shēmas, t.sk., arī Latvijā, taču reti kad tās ir sasaistītas ar saimnieciskās darbības ietekmes novērtējumu.

Pastāv virkne izlases shēmu klasifikāciju (Akça, 2000, Krebs, 1999, Kent & Coker, 1999, Wong et al. 2001).

Nozīmīgākas monitoringam ir:

Pēc izvietojuma:

Nejauši vai sistemātiski ar nejaušu sākumpunktu:

Vienpakāpju vai vairākpakāpju izlases parauglaukumi,

Pēc parauglaukumu ilguma,

Pastāvīgie parauglaukumi,

Īslaicīgie parauglaukumi,

Intervāla (atkārtoti pārmērāmie) laukumi.

Parauglaukumu konfigurācija

MSI parauglaukumu dizainā paredzēta uzskaitē:

Apļveida parauglaukumos,

Taisnstūrveida parauglaukumos,

Bezparauglaukumu uzskaitē.

Uzskaites metodes

Indivīdu uzskaitīšana un uzmērīšana, (skaits, lielums, kvalitatīvs novērtējums)

Klātbūtne (ir/nav)

Klājums %

Relatīvais daudzums (Braun-Blanquet, Domin vai cita relatīvā skala).

Latvijā meža statistiskajā inventarizācijā tiek izmantoti pastāvīgie parauglaukumi, kas izvietoti sistemātiski ar nejaušu sākumpunktu. Koku uzmērīšana tiek veikta aplveida parauglaukumos, kuros tiek veikta koku uzskaitē un mērīšana. Šī darba uzdevuma mērķis ir izvērtēt Meža statistiskajā inventarizācijas (MSI) procesā iegūto rādītāju piemērotību mežsaimnieciskās darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam.

Pirmajā apakšnodaļā tiek aprakstīta pieeja MSI parauglaukumos uzmērīto lielumu statistiskajai apstrādei.

Otrajā apakšnodaļā aprakstītas metodoloģiskās vadlīnijas monitoringa programmas derīguma un statistiskās ticamības novērtējumam.

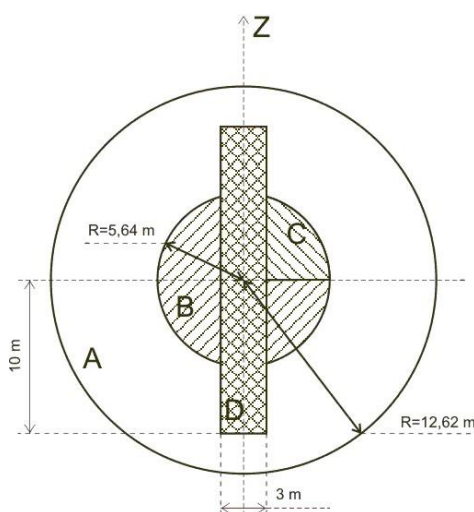
Savukārt trešajā apakšnodaļā aprēķināti bioloģiskās daudzveidības indikatoru statistiskie rādītāji un to izmaiņas salīdzinot I cikla un II cikla MSI parauglaukumu uzmērījumu datus.

3.1.1. MSI parauglaukumos uzmērīto rādītāju statistisko lielumu aprēķināšana, un to izmantošanas iespējas darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringam

3.1.1.1 Ģenerālkopas un izlases kopas definēšana

Platības noteikšana

Meža statistiskās inventarizācijas (MSI) parauglaukumi izvietoti regulārā tīklā 4*4 km kvadrātos ar nejauši izvēlētu sākumpunktu. Kopumā Latvijas teritorijā ir ierīkoti 16 800 pastāvīgie parauglaukumi, kuri tiek uzmērīti 5 gadu ciklā, katru gadu 1/5 daļa. No šiem laukumiem LVM apsaimniekotajās platībās atrodas viena ceturtdaļa.



Attēls 60. Parauglaukumu shēma (A – 500 m² parauglaukums, B – 100 m² parauglaukums, C – 25 m² parauglaukums, D – pameža un paaugas uzskaites parauglaukums)

LVM pārvaldībā esošo kopējo meža zemju platību saskaņā ar parauglaukumu uzmērīšanas datiem nosaka šādi:

$$Q_m = Q \cdot p_m, \text{ vai} \quad (1)$$

$$Q_m = K_m \cdot q_R \quad (2)$$

$$Q_m = (q_m \cdot q_R) / 500, \text{ kur} \quad (3)$$

Q - kopējā LVM apsaimniekotā teritorija;

Q_m - meža zemes platība;

p_m - meža zemes īpatsvars.

$$p_m = K_m / K, \text{ kur} \quad (4)$$

K_m - parauglaukuma vai to daļu, kas ietilpst meža zemē un ir inventarizēti (MSI), summa gabalos;

K - kopējais parauglaukumu skaits LVM apsaimniekotajā teritorijā.

$$K = Q / q_R, \text{ kur} \quad (5)$$

q_R - platība, ko reprezentē viens parauglaukums;

q_m - visu parauglaukumu un sektoru, kas iekrīt meža zemē platība.

Platības novērtēšanas kļūdu procentos aprēķina:

$$P_{Qm} = (((1 - p_m) / ((K - 1) \cdot p_m))^{1/2}) \cdot 100$$

3.1.1.2. Izlases kopas taksācijas rādītāju aprēķināšana

Koku skaits

Meža elementa koku skaits N_i :

$$N_i = \frac{n_i}{m}, \quad i = 1, 2, \dots, l, \text{ kur} \quad (6)$$

N_i - meža elementa koku skaits, ha^{-1} ;

l - attiecīgo meža elementu (koku sugu) skaits;

n_i - koku skaits parauglaukumā i-jā meža elementā;

m - parauglaukuma koncentra pārrēķināšanas koeficients (koncentra A $m = 0,0025$, koncentra B $m = 0,01$, koncentra C $m = 0,05$).

Audzes (kokaudzes stāva) koku skaits N , ha^{-1} :

$$N = \sum_i N_i \quad , i = 1, 2, \dots, l \quad (7)$$

Šķērslaukums

Meža elementa šķērslaukums G_i :

$$G_i = \frac{\pi}{40000m} \sum_j d_j^2 \quad , j = 1, 2, \dots, n_i \quad , \text{kur} \quad (8)$$

G_i - meža elementa šķērslaukums, $m^2 \cdot ha^{-1}$;

d_j - krūšaugstuma caurmērs, cm .

Audzes (kokaudzes stāva) šķērslaukums G , $m^2 \cdot ha^{-1}$:

$$G = \sum_i G_i \quad , i = 1, \dots, l \quad (9)$$

Krāja

Aprēķina katra koku stumbra tilpumu un parauglaukumā esošo meža elementa krāju.

Meža elementa krāja M_i , $m^3 \cdot ha^{-1}$:

$$M_i = \frac{1}{m} \sum_j v_j \quad , j = 1, 2, \dots, l \quad , \text{kur} \quad (10)$$

v_j - koka stumbra tilpums, m^3 :

$$v_j = \psi \cdot h_j^\alpha \cdot d_j^{\beta \lg h_j + \varphi} \quad , \text{kur} \quad (11)$$

h_j - augstums, m ;

d_j - krūšaugstuma caurmērs, cm ;

$\psi, \alpha, \beta, \varphi$ - no koku sugas atkarīgi stumbra tilpīguma koeficienti (Tabula 19)

Stumbra tilpīguma koeficientu vērtības

Koku suga	ψ	α	β	φ
Priede	$1,6541 \cdot 10^{-4}$	0,56582	0,25924	1,59689
Egle	$2,3106 \cdot 10^{-4}$	0,78193	0,34175	1,18811
Bērzs	$0,9090 \cdot 10^{-4}$	0,71677	0,16692	1,75701
Apse	$0,5020 \cdot 10^{-4}$	0,92625	0,02221	1,95538
Melnalksnis	$0,7950 \cdot 10^{-4}$	0,77095	0,13505	1,80715
Baltalksnis	$0,7450 \cdot 10^{-4}$	0,81295	0,06935	1,85346
Ozols	$1,3818 \cdot 10^{-4}$	0,56512	0,14732	1,81336
Osis	$0,8530 \cdot 10^{-4}$	0,73077	0,06820	1,91124

Audzes krāja M , $m^3 \cdot ha^{-1}$:

$$M = \sum_i M_i, \quad i = 1, 2, \dots, l \quad (12)$$

Sausokņu krāju M_s , $m^3 \cdot ha^{-1}$ aprēķina pēc formulām (10), (11) un (12).

Kritalu krāju M_k , $m^3 \cdot ha^{-1}$ aprēķina:

- ja kritalu kokam saglabājies stumbra garums un tas viss atrodas koncentra robežās, tā tilpumu aprēķina pēc formulām (10) un (11):

$$M_{k1} = \frac{1}{m} \sum_j v_j, \quad j = 1, 2, \dots, n_{k1}, \quad \text{kur} \quad (13)$$

n_{k1} - atbilstošo koku skaits;

- ja kritala ir koka atlūza vai izgāzta koka koncentrā esoša daļa, tās tilpumu aprēķina pēc F. Hūbera vienkāršās viduslaukuma formulas:

$$v_j = \frac{\pi \cdot d_{1/2}^2}{4} L, \quad \text{kur} \quad (14)$$

v_j - kritalas tilpums, m^3 ;

L - kritalas koncentrā esošās daļas garums, m ;

$d_{1/2}^2$ - caurmērs kritalas vidū, m .

$$M_{k2} = \frac{1}{m} \sum_j v_j, \quad j = 1, 1, \dots, n_{k2}, \quad \text{kur} \quad (15)$$

n_{k2} - atbilstošo koku skaits.

Kopējā kritalu krāja $M_k, m^3 \cdot ha^{-1}$:

$$M_k = M_{k1} + M_{k2} \quad (16)$$

Stumbeņu krāja $M_{st}, m^3 \cdot ha^{-1}$:

$$v_{st} = \frac{\pi \cdot d_{1/2}^2}{4} h_{st}, \quad \text{kur} \quad (17)$$

v_{st}, m^3 - atsevišķa stumbeņa tilpums;

$d_{1/2}$ - caurmērs stumbeņa vidū (izmēra tieši), m ;

h_{st} - stumbeņa augstums, m .

$$M_{st} = \frac{1}{m} \sum_j v_{stj}, \quad j = 1, 2, \dots, n_{st} \quad (18)$$

Krājas faktiskais tekošais pieaugums

Krājas faktisko tekošo pieaugumu Z_{Mi} aprēķina, lietojot formulu (18):

$$Z_M = 12732,4 \psi G H^\alpha D^{\beta \lg H + \varphi - 2} \left[\frac{Z_H (\alpha + \beta \lg D)}{H} + \frac{Z_D (\varphi + \beta \lg H)}{10D} \right], \quad \text{kur} \quad (19)$$

Z_{Mi} - krājas faktiskais tekošais vidēji periodiskais pieaugums, $m^3 \cdot ha^{-1} \cdot g^{-1}$;

G - meža elementa krūšaugsstuma šķērslaukums, $m^2 \cdot ha^{-1}$;

H - meža elementa vidējais augstums, m ;

D - meža elementa vidējais krūšaugsstuma caurmērs, cm ;

Z_D - meža elementa attiecīgās piecgades caurmēra pieaugums, mm :

$$Z_D = 2iu \quad , \text{ kur} \quad (20)$$

i - meža elementa attiecīgās piegādes gadskārtas vidējais platums, mm ;

u - mizas biezuma koeficients (Tabula 20);

Z_H - meža elementa attiecīgās piegādes augstuma pieaugums, m :

$$Z_H = \frac{2iH(aD+b)}{cD+100} \quad , \text{ kur} \quad (21)$$

a, b, c - augstuma augšanas gaitas koeficienti.

Tabula 20.

Empīrisko koeficientu vērtības

Koku suga	Augstuma pieauguma			Mizas tilpuma			u
	a	b	c	p	q	w	
P	-0,0642	6,356	27,105	20,6	143,9	19,53	1,103
E	-0,0256	1,693	5,794	5,25	117,6	5	1,046
B	-0,0728	-1,51	-35,71	0,2	110,2	0,02	1,095
A	-0,0357	2,352	12,829	0,78	109,9	0,67	1,061
M	0,005	7,24	90,909	-0,55	119	-0,36	1,081
Ba	0,0958	3,478	45,988	-49,1	93,3	-45,83	1,05
Oz	-0,0728	-1,51	-35,71	0,2	110,2	0,02	1,095
Os	-0,0728	-1,51	-35,71	0,2	110,2	0,02	1,095

Meža elementa vecuma noteikšana

Meža elementa vecumu nosaka pēc formulas:

$$A_f = (A_m + A_i) \quad , \text{ kur} \quad (22)$$

A_f - faktiskais meža elementa vecums (gadi);

A_m - meža noteiktas koku vecums krūšausgtumā (gadi);

A_i - faktiskā vecuma korekcija (Tabula 21).

Tabula 21.

Meža elementa faktiskā vecuma korekcija

Koku suga	Korekcija (gadi)
Skuju koki	7
Ozols, vīksna, goba	5
Bērzs, melnalksnis, osis, liepa, kļava	3
Apse, papele, baltalksnis	2

Paaugas un pameža uzskaitē

Pamežu un paaugu uzskaitē 20 m garā un 3 m platā joslā.

Pie paaugas pieskaita meža elementa kokus, kuri 1,3 m augstumā nav sasnieguši 2,1 cm caurmēru. Ja meža elements ar caurmēru mazāku par 2,1 cm veido valdaudzi, tā kokus neietver paaugas uzskaitē.

Pameža un paaugas kokiem nosaka sugu un īpatņu skaitu, kā arī vizuāli izvēlēta vidējā kokauga augstumu un diametru tā vidū.

Katrai no pameža un paaugas sugām nosaka vidējo vecumu – uzskaitē mērus vai arī ārpus parauglaukuma nozāgē koku un skaita tā gadskārtas. Pameža un paaugas uzskaites laikā saskaita visus dzinumus, kas ir izauguši no zemes vai celma

3.1.1.3. Ģenerālkopas un paraugkopas audzes parametru un to variācijas novērtējums uz platības vienību

Nemot vērā, ka meža inventarizācijā pamatparauglaukuma lielums ir 500 m², bet tas sadalās mazākos parauglaukumos un sektoros, kuriem ir atšķirīgi izmēri, novērtējot vidējos rādītājus un to variāciju, izmanto vidējo svērto lielumu aprēķināšanas metodi. **Audzes rādītājus uz 1 ha** aprēķina šādi:

$$\bar{Y} = \sum (Y_i \cdot p_i) / \sum p_i, \text{ kur dispersija} \quad (23)$$

$$\sigma(\bar{Y})^2 = \sum ((Y_i - \bar{Y})^2 \cdot p_i) / \sum p_i, \text{ kur} \quad (24)$$

Y_i - audzes parametra vērtība uz 1 ha i parauglaukuma vienībā

$$Y_i = y_i / x_i, \text{ kur} \quad (25)$$

y_i - parametra vērtība i parauglaukuma vienībā;

x_i - parauglaukuma vienības platība, m²;

\bar{Y} - vidējais audzes rādītājs uz 1 ha;

p_i - parauglaukuma daļa.

$$p_i = x_i / q, \text{ kur} \quad (26)$$

parauglaukuma platība (0,05 ha).

Vidējo rādītāju uz 1 ha dispersiju nosaka šādi:

$$\sigma(\bar{Y})^2 = \sigma(\bar{y})^2 / n \quad (27)$$

Vidējo rādītāju standartnovirze absolūtos lielumos:

$$\sigma(\bar{Y}) = (\sigma(\bar{y})^2)^{1/2} \quad (28)$$

un procentos:

$$P_{\bar{Y}} = ((\sigma(\bar{Y})) / \bar{Y}) * 100, \text{ kur} \quad (29)$$

$\sigma(\bar{Y})^2$ - audzes parametra uz 1 ha dispersija;

n - parauglaukumu vienību skaits (parauglaukumi, sektori).

Meža inventarizācijas rādītāju novērtēšana inventarizācijas objektā

Koku krāju, pieaugumu un to skaitu visā inventarizācijas objektā aprēķina, sareizinot šo rādītāju vērtības uz 1 ha ar atbilstošu audžu grupu (stratu) skaitu:

$$Y_i = \check{Y}_i * Q_i, \text{ kur} \quad (30)$$

\check{Y}_i - i audžu grupas inventarizācijas rādītāja vērtība;

Q_i - i audžu grupas platība, ha.

Koku krājas kļūdu un to skaitu visā platībā nosaka pēc formulas:

$$P_{Ti} = (P_{(Y_i)}^2 + P_{(Q_i)}^2)^{1/2}, \text{ kur} \quad (31)$$

$P_{(Y_i)}$ - i audžu grupas inventarizēto rādītāju kļūda (%);

$P_{(Q_i)}$ - i audžu grupas platības kļūda (%).

Pieauguma bilanci audžu grupai inventarizācijas objektā novērtē, kombinējot visu šīs grupas parauglaukumu krāju, ietverot meža inventarizāciju starplaikos izcirstos kokus.

3.1.2. Metodoloģiskās vadlīnijas monitoringa programmas derīguma un statistiskās ticamības novērtējumam

3.1.2.1. Hipotēžu pārbaude, I un II veida kļūdas

Pat pareizu kritēriju un indikatoru izvēle var izrādīties nepietiekama, lai izvairītos no kļūdainas faktu interpretācijas un sekojoši - no kļūdainiem lēmumiem, ja monitoringa metodikas derīgums nav novērtēts, izmantojot mērījumu precizitāti, noteiktību, statistisko spēku. Jautājumi pēc būtības ir - cik liela varbūtība atbilstošajai metodikai novērtēt (reti) sastopamas sugas? Cik daudz un cik lieli un kādas formas parauglaukumi jāierīko, lai noteiktu izmaiņas? Vai metodika dod iespēju atšķirt dabiskās nejaušās izmaiņas (fluktuācijas) no būtiskām vides izmaiņām?

Teorētiski iespējamās divu veidu kļūdas. Iespējams secināt, ka ietekme ir, lai arī faktiski tās nav (viltus trauksme), vai arī gluži pretēji – iespējams secināt, ka nav būtisku izmaiņu (ietekmes), lai arī faktiski šī ietekme ir (viltus drošības sajūta). No statistikas viedokļa tās attiecīgi sauc par I un II veida kļūdām. Ņemot vērā t. s. „piesardzības principu”, ja iespējamās nevēlamās negatīvas izmaiņas, labāk atrasties „drošajā pusē” un izvēlēties atbilstošus I un II veida kļūdu līmeņus (Burgman et al. 1998).

	Pētījuma (monitoringa) secinājumi
--	-----------------------------------

		Ir ietekme	Nav ietekmes
Faktiskais stāvols	letesme ir bijusi	Patiess	II tipa kļūda (β)
	letesme nav bijusi	I tipa kļūda (α)	Patiess

Visbiežāk atkarībā no pētījuma būtiskuma tiek pieņemts $\alpha=0,05$, kas nozīmē, ka, ja nulles hipotēze (nav atšķirības) ir patiesa, pastāv varbūtība 1 no 20 to noraidīt. Lietojot lielāku α līmeni, pastāv atbilstoši lielāka varbūtība noraidīt patiesu 0 hipotēzi.

3.1.2.2. Testa statistiskais spēks

Testa statistiskais spēks ir būtiskums, ar kādu mēs varam noteikt pareizi efektu, ja tāds ir. To aprēķina kā $1-\beta$. Monitoringa programmā, kurai ir zems statistiskais spēks (augsts β), ir liela iespēja pieļaut II veida kļūdu. β līmenis ir atkarīgs no α vērtības, parauga lieluma, efekta lieluma (effect size) un datu izkliedes. Pieļaujamais efekta lielums ir atkarīgs no lēmumpieņemēja attieksmes pret efekta bioloģisko nozīmīgumu. Visbiežāk β tiek pieņemts 0,1 vai 0,2.

3.1.2.3. Paraugkopas lieluma aprēķināšana

Zemāk dotas ekoloģiskajiem pētījumiem nepieciešamo paraugkopu lielumu aprēķina formulas normālajam sadalījumam atbilstošu vidējo lielumu atšķirību noteikšanai, binominālajam sadalījumam atbilstošu proporciju aprēķinam, Puasona un negatīvam binominālajam sadalījumam atbilstošu populāciju uzskaiti (Krebs, 1999)

Divu vidējo lielumu salīdzināšana

$$n \cong \frac{2(z_{\alpha} + z_{\beta})^2 s^2}{d^2}; \quad (32)$$

kur

n = paraugkopas lielums, kāds nepieciešams katrā no divām populācijām,

z_{α} = Standartnovirze α varbūtībai ($z_{0,05}=1,96$; $z_{0,01}=2,576$),

z_{β} = Standartnovirze II veida kļūdas varbūtībai $\beta=0,4$ $z_{\beta}=0,25$; $\beta=0,2$ $z_{\beta}=0,84$ $\beta=0,1$ $z_{\beta}=1,28$ $\beta=0,05$ $z_{\beta}=1,64$,

s^2 = mērījumu dispersija (mērītā vai pieņemtā).

$d = |\mu_A - \mu_B|$ = mazākā atšķirība starp vidējām vērtībām, kādu vēlas noteikt ar varbūtību $1 - \beta$.

Proporcija, procents binominālā sadalījuma gadījumā, ja $n>20$

$$n = \frac{t_{\alpha}^2 \hat{p} \hat{q}}{d^2}; \quad (33)$$

n = paraugkopas lielums,

t_{α} = Stjudenta t sadalījuma vērtība n-1 brīvības pakāpju skaitam,

d = vēlamā vērtējuma robežkļūda, piem., 2%=0,02,

p un q ir x un y tipa īpatņu proporcijas populācijā.

Uzskaitē populācijai, kura atbilst Puasona sadalījumam

$$n = \left(\frac{100 \frac{s}{x} t_{\alpha}}{r} \right)^2; \quad (34)$$

n = paraugkopas lielums,

s = standartnovirze,

x_{vid} vidējā vērtība,

r = vēlamā precizitāte %,

t_{α} = Stjudenta t sadalījuma vērtība n-1 brīvības pakāpju skaitam.

Pie $\alpha=0,05$ $\pm 5\%$ precizitātei $n \cong 1600/x_{vid}$; $\pm 10\%$ precizitātei $n \cong 400/x_{vid}$; $\pm 25\%$ precizitātei $n \cong 64/x_{vid}$; $\pm 50\%$ precizitātei $n \cong 16/x_{vid}$.

Uzskaitē populācijā, kura atbilst negatīvam binominālajam sadalījumam

$$n = \left(\frac{100 \frac{s}{x} t_{\alpha}}{r} \right)^2 \left(\frac{1}{x_{vid}} + \frac{1}{k} \right); \quad (35)$$

x_{vid} = paredzētā uzskaites vidējā vērtība

t_{α} = Stjudenta t sadalījuma vērtība n-1 brīvības pakāpju skaitam

k= negatīvā binominālā sadalījuma eksponente

r= vēlamais precizitātes līmenis (%)

Pie $\alpha=0,05$ $\pm 5\%$ precizitātei $n \cong 1600 / ((1/x_{vid} + 1/k))$; $\pm 10\%$ precizitātei $n \cong 400 / ((1/x_{vid} + 1/k))$; $\pm 25\%$ precizitātei $n \cong 64 / ((1/x_{vid} + 1/k))$.

3. 1.2.4. Nepieciešamā parauglaukumu skaita aprēķins

Informācija par atbilstību kādam no sadalījumu veidiem atspoguļoti 22. Tabulā (Tabula 22).

Normālajam sadalījumam atbilstoši 32. formulai nepieciešamais parauglaukumu skaits, ja alfa un beta ir 0,05, savukārt Puasona sadalījumam atbilstoši 34. formulai.

Tabula 22.

Paraugkopas lielums atkarībā no dispersijas, % un mazākās nosakāmās atšķirības d %

S, %	Normālais sadalījums		Puasona sadalījums $t_{\alpha=0,05}=2$		
	d, %	n	x_{vid}	r	n
5	5		10	5	400
10	5	104	10	5	1600
15	5	233	10	5	3600
20	5	415	10	5	6400
25	5	648	10	5	10000
50	5	2592	10	5	40000

3.1.3. Priekšlikumi mežsaimnieciskās darbības ietekmes uz bioloģisko daudzveidību monitoringa (uzskaites) metodēm

3.1.3.1. Dažādu augšanas apstākļu īpatsvars

Dažādu meža tipu īpatsvars LVM apsaimniekotajos mežos 1. un 2. ciklā uzmērītajos parauglaukumos

Meža tips	1. cikls			2. cikls		
	platības īpatsvars	īpatsvara reprezentācijas kļūda	sektoru skaits	platības īpatsvars	īpatsvara reprezentācijas kļūda	sektoru skaits
Sl	1.50	0.18	65	1.34	0.17	59
Mr	5.04	0.33	211	4.96	0.33	218
Ln	5.55	0.35	238	5.22	0.34	229
Dm	15.23	0.55	690	16.15	0.56	709
Vr	10.80	0.47	471	10.84	0.47	476
Gr	1.87	0.21	73	1.62	0.19	71
Gs	0.00	0.00	0	0.00	0.00	0

Meža tips	1. cikls			2. cikls		
	platības īpatsvars	īpatsvara reprezentācijas kļūda	sektoru skaits	platības īpatsvars	īpatsvara reprezentācijas kļūda	sektoru skaits
Mrs	3.01	0.26	123	2.85	0.25	125
Dms	5.07	0.33	212	5.37	0.34	236
Vrs	2.83	0.25	125	2.73	0.25	120
Grs	0.35	0.09	15	0.34	0.09	15
Pv	4.06	0.30	160	3.71	0.29	163
Nd	3.28	0.27	146	3.62	0.28	159
Db	2.52	0.24	121	2.82	0.25	124
Lk	0.20	0.07	8	0.16	0.06	7
Av	0.17	0.06	7	0.16	0.06	7
Am	2.12	0.22	91	2.00	0.21	88
As	15.08	0.54	655	14.62	0.53	642
Ap	5.23	0.34	233	5.60	0.35	246
Kv	0.67	0.12	31	0.75	0.13	33
Km	3.45	0.28	145	3.35	0.27	147
Ks	9.38	0.44	405	9.11	0.43	400
Kp	2.61	0.24	113	2.66	0.24	117
Kopā			4338			4391

3.1.3.2. Audžu vecumstruktūra

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
1. cikls	Izcirtumi un iznīkušas audzes	platības īpatsvars	100																	
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0																	
		sektoru skaits	63																	
	Priede	platības īpatsvars		4	3.5	3.7	4.6	7.3	10	13	12	12	9	7.6	5	4	3	1	1	0.9
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		0.5	0.5	0.5	0.5	0.6	0.7	0.8	0.8	0.8	0.7	0.6	1	1	0	0	0	0.2
		sektoru skaits		84	63	62	83	122	163	202	187	198	150	121	78	59	45	16	13	16
	Egle	platības īpatsvars		5.4	7.7	17	21	12	8.1	9	7.8	5.8	2.3	1.9	1	1	0	0	0	0.6
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		0.7	0.8	1.1	1.2	1	0.8	0.9	0.8	0.7	0.5	0.4	0	0	0	0	0	0.2

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
		sektoru skaits		69	87	186	209	127	82	90	75	57	24	19	12	7	4	3	2
Bērzs	platības īpatsvars		13	9.2	5.9	9.8	16	19	15	8	3.6	0.7	0.1			0			
	īpatsvara reprezentācijas kļūda		1.1	1	0.8	1	1.2	1.3	1.2	0.9	0.6	0.3	0.1			0			
	sektoru skaits		136	89	57	88	145	168	123	70	31	6	1			1			
Melnalksnis	platības īpatsvars		5.7	5.1	13	13	20	21	14	6.2	2.7								
	īpatsvara reprezentācijas kļūda		1.6	1.5	2.3	2.3	2.7	2.7	2.4	1.6	1.1								
	sektoru skaits		17	11	28	32	39	44	28	13	6								
Apse	platības īpatsvars		17	4.6	2.8	5.8	17	26	16	6.2	3.3	1	0.9						
	īpatsvara reprezentācijas kļūda		2.3	1.3	1	1.4	2.3	2.7	2.2	1.5	1.1	0.6	0.6						
	sektoru skaits		49	11	9	15	45	65	40	15	9	3	2						

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
	Baltalksnis	platības īpatsvars		19	19	20	20	20	1.7											
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		4.4	4.4	4.5	4.5	4.5	1.4											
		sektoru skaits		16	13	18	16	16	1											
	Ozols	platības īpatsvars		12	21	16			6.4	7.4		15							7	15
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		8.1	10	9.2			6.1	6.6		8.9							7	8.9
		sektoru skaits		2	3	3			2	1		2							1	2
	Osis	platības īpatsvars		11	7.7	0.3	9.9	11	19	9.5	11	6.5	11	3.6						
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		5.2	4.5	0.9	5	5.3	6.7	5	5.2	4.2	5.2	3.1						
		sektoru skaits		3	4	1	4	4	7	3	3	2	3	1						
Citi	platības īpatsvars		17	18	26	11	3	10	5	10										

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		7.4	7.5	8.6	6.1	3.4	5.9	4.3	5.9									
		sektoru skaits		4	5	7	4	1	2	1	2									
	Kopā	platības īpatsvars	1.1	7.5	6.2	8	10	12	13	12	9	7.5	4.4	3.6	2	2	1	1	0	0.6
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0.2	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0.1
		sektoru skaits	63	380	286	371	451	499	534	488	365	305	186	144	90	66	50	19	16	25
2. cikls	Izcirtumi un iznīkušas audzes	platības īpatsvars	100																	
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0																	
		sektoru skaits	106																	
	Priede	platības īpatsvars		4.7	5.4	3.8	4	6.2	8.7	11	13	12	9.1	7	5	4	3	2	1	0.9

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		0.5	0.6	0.5	0.5	0.6	0.7	0.8	0.8	0.8	0.7	0.6	1	1	0	0	0	0.2
		sektoru skaits		93	102	65	69	102	136	182	201	194	151	118	70	64	49	26	10	17
	Egle	platības īpatsvars		5.9	7.7	15	17	17	8	7.5	8.5	5.3	3.6	1.9	1	1	1	1	0	0.6
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		0.7	0.8	1.1	1.1	1.1	0.8	0.8	0.8	0.7	0.6	0.4	0	0	0	0	0	0.2
		sektoru skaits		71	93	159	188	187	86	77	90	51	41	20	9	10	5	6	1	6
	Bērzs	platības īpatsvars		13	13	6.3	7	13	16	16	8.3	4.9	1.3		0		0	0		
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		1.1	1.1	0.8	0.9	1.1	1.2	1.2	0.9	0.7	0.4		0		0	0		
		sektoru skaits		126	123	56	64	112	145	138	67	42	12		1		1	1		
	Melnalksnis	platības īpatsvars		15	6.1	7.1	13	13	19	17	5.6	3.4	1.1							

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		2.3	1.5	1.6	2.1	2.2	2.5	2.4	1.5	1.1	0.6							
		sektoru skaits		36	17	17	32	35	46	42	13	9	2							
	Apse	platības īpatsvars		18	8.1	2.9	2.1	13	19	18	11	5.5	0.5	0.9	1					
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		2.4	1.7	1	0.9	2	2.4	2.4	1.9	1.4	0.4	0.6	0					
		sektoru skaits		47	24	7	7	33	53	48	28	14	2	2	1					
	Baltalksnis	platības īpatsvars		21	13	24	20	17	3.4		1.8									
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		4.7	3.8	4.9	4.6	4.3	2.1		1.5									
		sektoru skaits		17	11	15	17	12	3		1									
Ozols	platības īpatsvars		5.1	8.7	11	16	1.5	3.3		11	11								33	

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		6.1	7.8	8.5	10	3.4	5		8.7	8.7								13
		sektoru skaits		1	1	1	3	1	1		1	1								3
	Osis	platības īpatsvars		7.5		1.7	5.8	15	4.9	23	20		23							
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		6.2		3	5.5	8.3	5.1	9.9	9.5		9.9							
		sektoru skaits		1		2	2	2	2	3	3		3							
	Citi	platības īpatsvars		25	15	20	10	9.2		9.4	5.2	5.2								
		īpatsvara reprezentācijas kļūda		8.5	7.1	7.8	6	5.7		5.7	4.4	4.4								
		sektoru skaits		6	4	5	4	3		2	1	1								
	Kopā	platības īpatsvars	2.1	8.4	7.6	7.3	8.2	11	11	12	10	7.7	4.9	3.3	2	2	1	1	0	0.6

Cikls	Suga	Rādītājs	Vecuma desmitgade																	
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17+
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0.1
		sektoru skaits	106	398	375	327	386	487	472	492	405	312	211	140	81	74	55	33	11	26

3.1.3.3.Dabiski atjaunoto platību īpatsvars

Platību sadalījums pēc izcelsmes (10,11)

Cikls	Izcelsme	Rādītāji	Suga									Kopā
			Priede	Egle	Bērzs	Melnalksnis	Apse	Baltalksnis	Ozols	Osis	Citas	
1. cikls	Dabīga	platības īpatsvars	76	56.3	95.5	99.7	99.4	97.4	80.6	96.4	90.5	78.5
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1	1.5	0.7	0.4	0.5	1.8	9.9	3.1	5.8	0.6
		sektoru skaits	1255	590	874	217	260	78	13	34	23	3344
	Mākslīga	platības īpatsvars	24	43.7	4.5	0.3	0.6	2.6	19.4	3.6	9.5	21.5
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1	1.5	0.7	0.4	0.5	1.8	9.9	3.1	5.8	0.6
		sektoru skaits	407	470	41	1	3	2	3	1	3	931
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	1662	1060	915	218	263	80	16	35	26	4275
2. cikls	Dabīga	platības īpatsvars	74.1	54.7	97	99.3	98.3	98.2	91.3	100	90.1	77.4
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.5	0.6	0.5	0.8	1.5	7.8	0	5.8	0.6
		sektoru skaits	1210	599	857	247	261	75	12	18	23	3302
	Mākslīga	platības īpatsvars	25.9	45.3	3	0.7	1.7	1.8	8.7		9.9	22.6
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.5	0.6	0.5	0.8	1.5	7.8		5.8	0.6
		sektoru skaits	439	501	31	2	5	1	1		3	983
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	1649	1100	888	249	266	76	13	18	26	4285

Jaunaudžu (līdz 20 gadiem)

Cikls	Izcelsme	Rādītāji	Suga									Kopā
			Priede	Egle	Bērzs	Melnalksnis	Apse	Baltalksnis	Ozols	Osis	Citas	
1. cikls	Dabīga	platības īpatsvars	24.6	23.4	85.9	100	99.2	93.1	40.6	100	91	60.2
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	3.6	3.4	2.3	0	1.1	4.7	22	0	9.6	1.9
		sektoru skaits	38	39	196	28	58	27	2	7	8	403
	Mākslīga	platības īpatsvars	75.4	76.6	14.1		0.8	6.9	59.4		9	39.8
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	3.6	3.4	2.3		1.1	4.7	22		9.6	1.9
		sektoru skaits	109	117	29		2	2	3		1	263
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	147	156	225	28	60	29	5	7	9	666
2. cikls	Dabīga	platības īpatsvars	21.7	29.9	93.2	98.6	95.4	94.8	37.2	100	100	62.9
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	3	3.6	1.6	1.6	2.5	4.2	34.2	0	0	1.7
		sektoru skaits	44	52	229	52	68	27	1	1	10	484
	Mākslīga	platības īpatsvars	78.3	70.1	6.8	1.4	4.6	5.2	62.8			37.1
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	3	3.6	1.6	1.6	2.5	4.2	34.2			1.7
		sektoru skaits	151	112	20	1	3	1	1			289
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	195	164	249	53	71	28	2	1	10	773

3.1.3.4. Sugu sastāvs (pa vecumklasēm, t.sk. meža atjaunošanā)

Platība

Suga	vecumklase	1.cikls		2.cikls	
P	1	kopā	_+SE	kopā	_+SE
	2				
				
E	1				
	2				
	...				
...				

3.1.3.5. Pāraugušu mežaudžu īpatsvars

Suga	1.cikls		2.cikls	
	kopā	_+SE	kopā	_+SE
P				
E				
B				
M				
A				
Ba				
Oz				
Os				

3.1.3.7.Kokaudžu vertikālā struktūra

Cikls	Stāvojums	Rādītāji	Suga									Kopā
			Priede	Egle	Bērzs	Melnalksnis	Apse	Baltalksnis	Ozols	Osis	Citas	
1. cikls	1 stāvs	platības īpatsvars	30.8	34.9	29.4	24.3	21.7	38.9	28.1	23.3	46.5	30.8
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.5	1.5	2.9	2.5	5.5	11.2	7.1	9.8	0.7
		sektoru skaits	563	434	308	68	65	36	5	11	15	1505
	2 stāvi	platības īpatsvars	39.6	40.3	38.9	49.5	37.3	43.2	52.9	33.5	15.2	39.9
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.2	1.5	1.6	3.4	3	5.5	12.5	8	7	0.7
		sektoru skaits	646	397	347	101	101	31	8	11	3	1645
	3 stāvi	platības īpatsvars	29.5	24.8	31.8	26.2	41	17.8	19	43.2	38.3	29.3
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.3	1.5	3	3	4.3	9.8	8.4	9.5	0.7
		sektoru skaits	453	229	260	49	97	13	3	13	8	1125
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	1662	1060	915	218	263	80	16	35	26	4275
2. cikls	1 stāvs	platības īpatsvars	29.1	29.1	27.6	30.1	24.4	41.6	28.1	23.1	48.5	28.8
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.4	1.5	2.9	2.6	5.7	12.5	9.9	9.8	0.7
		sektoru skaits	534	388	287	88	70	36	5	7	15	1430
	2 stāvi	platības īpatsvars	39.4	44.1	38	44.2	31.8	36.3	30.6	36.9	27.5	39.9
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.2	1.5	1.6	3.1	2.9	5.5	12.8	11.4	8.8	0.7
		sektoru skaits	639	457	332	105	91	24	4	5	6	1663
	3 stāvi	platības īpatsvars	31.5	26.8	34.4	25.7	43.8	22.1	41.3	40	24	31.2
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	1.1	1.3	1.6	2.8	3	4.8	13.7	11.5	8.4	0.7
		sektoru skaits	476	255	269	56	105	16	4	6	5	1192
	Kopā	platības īpatsvars	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
		īpatsvara reprezentācijas kļūda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		sektoru skaits	1649	1100	888	249	266	76	13	18	26	4285

3.1.3.8. Atmirušās koksnes apjoms un dimensijas

Suga	dimensijas	sausokņi		Stumbeņi		Kritālas		Kopā	
P	<25	kopā	_+SE	kopā	_+SE	kopā	_+SE	kopā	_+SE
	25<=								
								
E	1								
	2								
	...								
...								

3.2. Mežsaimniecisko darbību ietekmes uz vidi monitoringa sistēmas

izveides teorētiskais pamatojums

Monitoringa programmu mērķis ir iegūt informāciju, lai attīstītu ekoloģiski atbildīgākas apsaimniekošanas stratēģijas. Šāda monitoringa rezultātam būtu jāklūst par atbalstu adaptīvam meža apsaimniekošanas procesam. Izvirzot papildus prasības bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai mežos, kas primāri tiek apsaimniekoti kādam ražošanas mērķim, līdzīgi kā ražošanai, arī dabas daudzveidības nodrošināšanai nepieciešams definēt konkrētus mērķus, uzdevumus un indikatorus. Jāizmanto esošās zināšanas, lai ieviestu atbilstošus apsaimniekošanas standartus, kas piemēroti mērķu sasniegšanai. Novērtējot apsaimniekošanas ietekmi, jānosaka minimuma līmenis, kas būtu jāsasniedz, apsaimniekojot mežus. Balstoties uz monitoringa rezultātiem, nepieciešama meža apsaimniekošanas pielāgošana (adaptācija), lai nodrošinātu ilgtermiņa bioloģiskās daudzveidības mērķu sasniegšanu.

Monitoringa programmai jābūt (Gardner 2011):

- Mērķtiecīgai (ar skaidri definētiem mērķiem, lai attaisnotu investīcijas un nodrošinātu pamudinājumu veikt izmaiņas apsaimniekošanā, ja tādas rastos, balstoties uz monitoringa rezultātā izstrādātajām rekomendācijām);
- Efektīvai (monitoringa programmas dizainam un ieviešanai jābūt tādai, lai tā varētu nodrošināt izvirzīto mērķu izpildi);
- Reālai (Monitoringa programmai jābūt efektīvai, ņemot vērā pieejamos tehniskos, loģistikas, kā arī finanšu un cilvēkresursu ierobežojumus).

Monitoringā tiek izmantotas sekojošas pieejas:

- Ieviešanas monitorings – šajā gadījumā novēro, vai tiek ieviestas darbības, par kurām panākta vienošanās.

- Efektivitātes monitorings – šajā gadījumā novēro, vai konkrētajā platībā konkrētais dabas aizsardzības mērķis tiek sasniegts. Tas tiek balstīts uz tiešiem vai netiešiem saimnieciskās darbības mērījumiem, kuri nodrošina pamatu ekoloģisko izmaiņu novērtēšanai.
- Validācijas monitorings – šajā gadījumā pārbauda, kādā pakāpē attiecīgās darbības sniedz vēlamo efektu. Šis ir vienīgais no monitoringa veidiem, kas ļauj novērtēt vai specifiskās saimnieciskās darbības ļauj panākt vēlamo efektu.
- Stāvokļa (*surveillance*) monitorings, nav saistīts ar konkrētu meža apsaimniekošanu, bet tikai veido statusa ziņojumu par bioloģiskās daudzveidības trendiem konkrētajā teritorijā. Šis monitorings ir noderīgs, lai novērtētu neprognozētas izmaiņas vidē, vai lai novērtētu fona izmaiņas kontroles vietās.

Indikatorus var iedalīt:

apsaimniekošanas procesa indikatoros – spiediena (*pressure*) indikatoru, piem., ciršanas intensitāte, struktūru saglabāšana, cirtmets, biotopu izvietojums. Šie indikatoru raksturo gan izmaiņas audzes līmenī, gan ainavas līmenī;

izpildījuma (*performance*) indikatoros- indikatoru, piem., netiešie – stāvokļa (*state*) -struktūras vai traucējuma indikatoru - meža struktūra, fragmentācija, traucējuma režīms, mirusī koksne, augsnes piesārņojums, vai tieši -atsauces (*response*) jeb bioloģiskie indikatoru – piem., kāda mērķa suga, starpsugu mijiedarbības utt. Rupjā filtra pieejā balstās uz struktūru novērtēšanu, bet smalkā filtra pieejā uz sugu novērtējumu.

Bioloģiskie indikatoru savukārt iedalāmi:

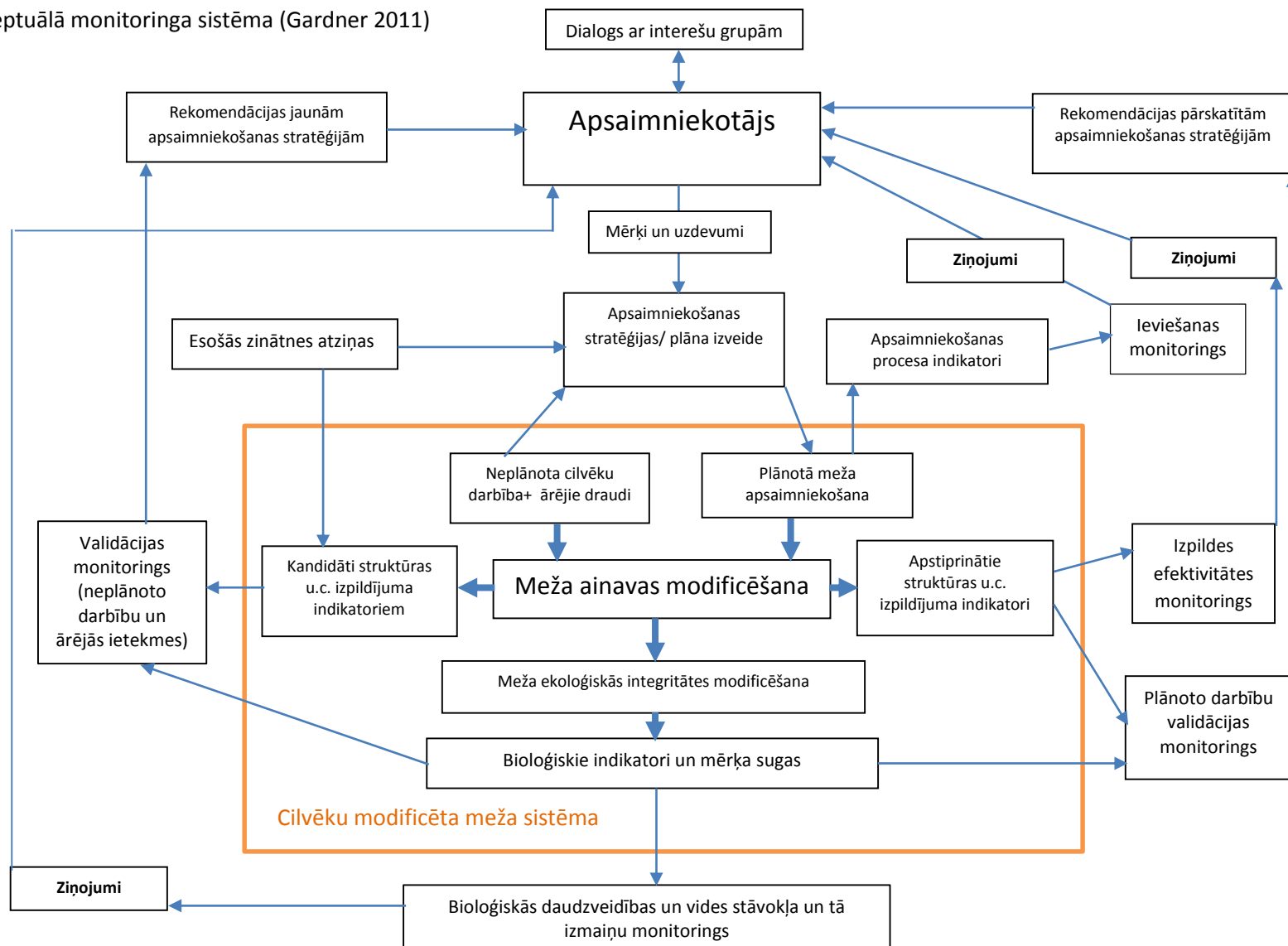
Vides indikatoros – sugas vai sugu grupas, kas norāda paredzamas un kvantificējamas izmaiņas vidē, piem., piesārņojuma līmeņa novērtēšanai.

Bioloģiskās daudzveidības indikatoros - sugas vai sugu grupas, kas norāda uz citu sugu esamību.

Ekoloģiskajos (ekoloģisko traucējumu) indikatoros – sugas vai sugu grupas, kas norāda uz vides izmaiņu efektu.

Visas šīs „fokusa” sugas var iedalīt arī kā: platības ierobežotas sugas, izplatīšanās ierobežotas sugas, resursu ierobežotas sugas, procesu ierobežotas sugas, un „atslēgas” (*keystone*) sugas.

Konceptuālā monitoringa sistēma (Gardner 2011)



Literatūra

1. Akea A. Forest inventory. University of Gottingen. 2000. p191.
2. Bostedt, G. Threatened species as public goods and public bad. Environmental and resource economics No13, 1999. pp. 59-73.
3. Carlen, O. Cost efficiency in pursuing environmental objectives in forestry. Journal of environmental management, 1999. No.55, p 111-115.
4. Emery M., McLain R. Non-timber Forest products. Food product press. 2001. 176 p.
5. Field. B.C. Environmental economics., New York, The McGraw- Hill Companies, Inc., 1994, 238 p.
6. Forest Value. Evaluation of Forest benefits Through a Total Evaluation of Production, Environmental and Social Function of Forests, Prague, 1994.
7. Fredman, P. The existence of existence value. The Swedish University of Agriculture Sciences. Uppsala, 1994. Raport 202. 15.p.
8. Gardner T., 2011 Monitoring forest biodiversity. Improving conservation through ecologically responsible management. Earthscan. London 360 pp
9. Holgen, P., Lind, T. How do adjustment in the forest landscape resulting from environmental demands affect the costs and revenues to forestry. The Swedish University of Agriculture Sciences. Uppsala, 1994. Raport 186, 46.p.
10. Integrating Environmental Value into Forest Planning - Baltic and Nordic perspectives. EFI Proceedings No.13, 1996. 247 p.
11. Kangas, J. Multiple-use forest planning: some recent developments in methodology in Finland. EFI Proceedings, No.4. 1995. pp.27- 40.
12. Kent M, Coker P. Vegetation description and analysis: A practical approach. Chichester. John Wiley & Sons Ltd, 1999. p.363
13. Klemper, W.D. Forest resource economic and finance. New York, Mc Graw-Hill, Inc., 1996, 362 p.
14. Krebs, C, Ecological methodology. Addison-Wesley Educational Publisher, Inc. Menlo Park, 1999. 620 pp.
15. Langer, L., Forest value- theoretical approach. Prague, 1994. pp.45-54.
16. Leuschner, W.A. Introduction to forest resource management. New York, John Willey & Sons, 1984. 298.p.
17. Pagiola S., J. Bishop, Landell_ Mills, N. Selling Forest Environmental Services. EARTHSCAN, 2002. 299 p.
18. Pearse, P.H. Forestry economics. University of British Columbia, 1990. 226.p.
19. Price C. The theory and application of forest economics. Oxford, 1989. 402.p. The European Framework for Integrated Environmental and Economic Accounting for Forests Test Applications. European Commission, Eurostat, 2000.
20. Review of the Status and Trends of, and Major Threats to, Forest Biological Diversity. Secretariat of The convention on Biological Diversity. 2002. 164 p.
21. Seminar on valuation of forest goods and services. Czech, 2000. 136 p.
22. Sustainable management of non-timber forest resources
23. Wibe S. Non wood benefits in forestry - survey of valuation studies. The Swedish University of Agriculture Sciences. Uppsala, 1994. Raport, 199. 42.p
24. Wong J.L.G., Thornber K., Baker N. Resource assessment of non-wood forest products. / UN FAO, Non-wood forest products No.13, 2001.

4. Vispārējo dabas aizsardzības prasību efektivitātes

izvērtējums

4.1. Gliemeži

Gliemeži ir būtiska veselīga meža komponente. Tie ir primāri augu, dzīvnieku un sēņu patērētāji, tāpēc aktīvi piedalās barības vielu sadalīšanās un aprites procesos, nodrošinot augsnes veidošanos un produktivitāti (Jennings, Barkham 1979, Mason 1970a, b). Tie sekmē sēņu izplatīšanos un ar pārstrādās barības atliekām nodrošina piemērotu vidi augsnē dažādu sēnīšu un baktēriju attīstībai (Jennings, Barkham 1979).

Gliemeži ir svarīga barības sastāvdaļa un kalcija avots daudziem dzīvniekiem, piemēram, vārdēm, krupjiem, ķirzakām, putniem, ciršļiem, kurmjiem, peļveidīgajiem grauzējiem, kā arī vāverēm (Spuris 1974, South 1980, Tauriņš 1982). Ar gliemežiem barojas daudzķāji, daudzi kukaiņi, piemēram, gliemežmušu kāpuri, jāņtārpiņu kāpuri, parazitisko lapseņu kāpuri, skrejvaboles un īsspārņi, kā arī skudras. Gliemeži kā saimnieki vai starpsaimnieki ir neatņemama sastāvdaļa vienšūņu, lenteņu, daudzu trematožu un nematožu reproduktīvajā ciklā (Spuris 1974, Лихарев, Виктор 1980).

Gliemežu čaulas ir galvenais kalcija avots dziedātājputniem. Gliemežu daudzums mežā ietekmē putnu olu kvalitāti. Piemēram, pētījumos ar lielo zīlīti (*Parus major*) noskaidrots, ja gliemežu ir maz, samazinās putnu reproduktivitātes sekmes un skaits (Graveland et al. 1994).

Daudzi bezmugurkaulnieki, īpaši kukaiņi un citi posmkāji, tukšās gliemežu čaulas izmanto kā patvēruma vietu un olu dēšanas vietu.

4.1.1. Meža gliemežu vides prasības

Mikroklimats

Mikroklimata stabilitāte ir viens no būtiskākajiem vides faktoriem, kas ir svarīgs gliemežu bioloģisko un fizioloģisko procesu norisē. To veido un relatīvi stabili uztur koku lapotne un lakstaugi. Iztaukojot ūdenim, zemsega zem koku lapotnes un lakstaugiem veido īpašu mikroklimatu, kas bieži atšķiras no mezoklimata (Ehnström, Waldén 1986).

Sauszemes gliemeži ir primāri higrofili, kas cēlušies no ūdensgliemjiem (Шилейко 1978). Tāpēc augsnes un gaisa mitrums ir vissvarīgākais faktors. Būtiska nozīme ir arī temperatūrai. Mitrums un temperatūra nosaka gliemežu uzvedību, izplatīšanos un sadalījumu biotopos (Лихарев, Раммельмейер 1952). Temperatūrai pazeminoties vai paaugstinoties ārpus sugas tolerances robežas, fizioloģiskie procesi palēninās vai apstājas. Optimāla apkārtējās vides temperatūra ir no +10-19 °C. Ilgstoši uzturoties temperatūrā, kas pārsniedz +25 °C, dzīvnieki nobeidzas (Лихарев, Виктор 1980). Gliemeži nepanes ilgstošu sausumu un karstumu (Asami 1993). Tie ir gliemežu mirstības galvenie cēloņi pat saimnieciski neskartos mežos (Solem 1984 cit. pēc Frest, Johannes 1995). Pēc pārmitra meža izciršanas gliemežiem ir lielākas iespējas izdzīvot, nekā pēc sausa meža izciršanas (Prior 1985 cit. pēc Hylander et al. 2004). Slapjā izcirtumā augsne un zemsega žūst lēnāk un gliemeži ir pasargāti no izžūšanas ilgāk nekā sausā izcirtumā. Pētījumi liecina, ka kailcirtēs gliemeži visvairāk iet bojā saulainajās dienās (Chen et al. 1993), jo pēc koku izciršanas zūd noēnojums, pastiprinās saules un vēja ietekme, kas paātrina gliemežu izžūšanu (Ehnström, Waldén 1986). Gliemeži, it īpaši kailgliemeži, nespēj ilgstoši izturēt gaisa relatīvo mitrumu zemāku par 90%. Ūdens nodrošina gļotu izdalīšanos, kas

aizsargā ķermeni no izžūšanas (Лихарев, Виктор 1980). No visām sauszemes čaulaino gliemežu dzimtām *Clausiliidae* dzimtas sugas ir visprasīgākās pret mitrumu un optimālu temperatūru (Лихарев 1962).

Augsnes ķīmiskais sastāvs un fizikālās īpašības

Gliemeži ir atkarīgi no CaCO_3 daudzuma augsnē, kā arī pH augsnes virskārtā un nobiru slānī (Wärebörn 1969, 1970, 1992, Kappes 2005). Kalcijš ir nepieciešams, lai nodrošinātu vairošanās un fizioloģiskos procesus, kā arī tas ir nepieciešams čaulas veidošanā (Gärdenfors et al. 1995). Vietās ar kaļķainu augsni ir raksturīga daudzveidīga gliemežu fauna un augsts populāciju blīvums, ja ir piemēroti pārējie abiotiskie un biotiskie faktori (Лихарев 1962; Шилейко 1978; Лихарев, Виктор 1980). Parasti bagātīga gliemežu fauna ir vietās ar neitrālu vai sārmainu augsni. Atsevišķas sugas ir kalcifīlas, piemēram, graciozais vārpstīngliemezis *Ruthenica filograna* un mazais pumpurgliemezis *Vertigo pygmaea*. Dažu sugu gliemeži spēj dzīvot arī skābās vai nedaudz sāļās augsnēs, piemēram, sūnu cilindrgliemezis *Pupilla muscorum* (Weidemann, Koehler 1997). CaCO_3 daudzumu augsnē samazina skābie lieti, kas ietekmē veģētāciju un arī gliemežu daudzveidību. Visvairāk pētījumu par skābo lietu negatīvo ietekmi uz gliemežu daudzveidību mežos ir veikts Zviedrijā un Somijā (Wärebörn 1969, 1970, 1992, Graveland et al. 1994). Latvijā šādi pētījumi nav veikti.

Svarīgas ir augsnes fizikālās īpašības – mitruma ietilpība, struktūra un granulometriskais sastāvs. No augsnes fizikālajām īpašībām ir atkarīga gliemežu izdzīvošana pēc kailcirtēm (Prior 1985 cit. pēc Hylander et al. 2004). Nabadzīga gliemežu fauna ir vietās ar ūdenscaurlaidīgām, vieglām, akmeņainām un smilšainām, sablietētām un smagām māla augsnēm. Īpaši svarīga nozīme ir nobiru daudzumam, kas kalpo kā barības avots un uzturēšanās vieta, kā arī nobiras augsnē saglabā mitrumu. Vispiemērotākās ir to mežu augsnes, kas bagātas ar humusu un augu atliekām (Лихарев 1962; Лихарев, Виктор 1980; Шилейко 1978). Skuju nobiras ir vismazāk piemērotas, jo skuju ir cietas un satur sveķainas vielas. Iespējams, ka arī ozolu lapu nobiras ir mazāk piemērotas gliemežu barībai, jo satur miecvielas.

Veģetācija

No biotiskajiem faktoriem veģetācijai ir vissvarīgākā loma. Pirmkārt, iztvaikojot ūdenim, zemsega zem koku lapotnes un lakstaugiem veido īpašu mikroklimatu, kas bieži atšķiras no mezoklimata (Ehnström, Waldén 1986). Augi pasargā dzīvniekus no saules un desikācijas (Лихарев, Виктор 1980). Zviedru zinātnieki uzsver sūnu segas nozīmi kā patvērumu pēc kailcirtņu radītajām mikroklimata un ēnojuma izmaiņām (Hylander et al. 2004). Otrkārt, veģetācija ir barības avots vairāku sauszemes gliemežu. Pēc barošanās tipa meža gliemeži ir saprofāgi (43%), mikrofāgi (31%), fitofāgi (23%), zoofāgi un koprofāgi (3%) (Cormann 1989). Treškārt, veģetācija ietekmē gliemežu daudzveidību, izplatību un sastopamību (Лихарев 1962).

Liela gliemežu sugu dažādība ir lapkoku, īpaši platlapju, un mistrotos mežos ēnainās vietās, kur bagātīga, pietiekami mitra zemsega un optimāla apkārtējās vides temperatūra (Лихарев 1962; Шилейко 1978; Лихарев, Виктор 1980). Būtiska nozīme ir atsevišķu koku sugu klātbūtnei, piemēram, platlapjiem un it īpaši apsei skujkoku mežos (Abele 2010, Kralka 1986, Niemelä 1997). Skujkoku mežos dzīvo salīdzinoši maz gliemežu sugu. Turklāt, tikai tad, ja ir pietiekams mitrums, sēņu un ķērpju daudzums. Nabadzīga gliemežu fauna ir arī ozolu tīraudzēs. Tas ir saistīts ar šādu mežu un to zemsedzes sausumu (Лихарев 1962; Шилейко 1978; Лихарев, Виктор 1980, Pilāte 2001).

Daži autori pārmitros mežus un palieņu mežus uzskata par gliemežu sugu skaita ziņā nabadzīgiem, jo sauszemes gliemeži nespēj ilgstoši atrasties ūdenī (Шилейко 1978). Tomēr pētījumi liecina, ka pārmitro mežu fragmenti kalpo molusku daudzveidības uzturēšanai. Tajos ir sastopami retu un apdraudētu sugu gliemeži. Melnalkšņu staignāji un pārmitrie platlapju meži ir gliemežu sugu skaita ziņā bagāti meža biotopi (Ehnström, Waldén 1986, Niemelä 1997, Pilāte 2008 a,b,c). Sauszemes gliemežiem mikrobiotopa radītie apstākļi ir svarīgāki nekā veģetācijas sastāvs (Niemelä 1997).

Lapu nobiras

Lielai daļai sauszemes gliemežu galvenā uzturēšanās vieta ir lapu nobiras, kas ir vispiemērotākā slēptuve un barošanās vieta (Шилейко 1978; Лихачев, Виктор 1980). Svarīga nozīme ir lapu nobiru biezumam, it īpaši sausuma periodā un ziemošanas laikā. Jo tas biezāks, jo ilgāk saglabājas mitrums vai sadalīšanās procesā siltums, kas ir īpaši svarīgi ziemas periodā (Prezio et al. 1999). Platlapju koku lapas (osis, liepa, kļava, goba) gliemeži izmanto pārtikā, jo to sastāvā ir dažādas kalcija šķīstošās formas (Wärebörn 1979).

Kritalas

Mežā daudzi gliemeži (galvenokārt vārpstīngliemeži Clausiliidae un lauku kailgliemeži Limacidae) dzīves lielāko daļu pavada uz dzīvu vai atmirušu koku (biežāk uz lapu koku) stumbriem, barojoties ar ķērpjiem, sēnēm, aļģēm un trūdošu koksni. Uz šādiem kokiem, kuru diametrs ir vismaz 30 cm, tie atrod slēptuves dobumos, mizu plaisās, sūnās, zem mizas (Corssmann 1989). Parasti šie gliemeži dēj olas vietās, kur ir pastāvīgs mitrums un temperatūra – zem lielu dimensiju kritālām un to mizas, praulos (Лихачев 1962). Turklāt kritālās un zem tām veidojas gliemežiem optimāls pH un bagātīga mikroflora, kas arī piesaista gliemežus (Fog 1979; Ehnström, Waldén 1986; Müller et al. 2005). Svarīga nozīme lielu dimensiju kritālām ir ilgstoša sausuma un karstuma periodā, jo tās vairāk absorbē un ilgāk saglabā mitrumu (Kappes 2005). Tās kalpo kā buferis, nodrošinot stabilu mikroklimatu. Lielāka gliemežu sugu dažādība ir mežos, kuros ir daudz kritalu (Pilāte 2007).

Meža vecums

Attiecībā par gliemežu sugu dažādību dažāda vecuma mežos viedokļi ir atšķirīgi. Vieni pētījumi liecina, ka gliemežu sugu dažādība palielinās līdz ar meža vecumu (Möning, Müller 2009, Kappes 2006, Cameron et al. 1980). Citi pētījumi neuzrāda būtiskas atšķirības sugu skaita ziņā dažāda vecuma mežos, izņemot pirmos gadus pēc kailcirtes (Hawkins et al. 1997, Strayer et al. 1986). Latvijas apstākļos šī korelācija arī nav izteikta (Pilāte 2007). Pētījuma rezultāti parāda, ka gliemežu sugu daudzveidība nav atkarīga no meža vecuma. Piemēram, 33 gadus vecā lapkoku mežā gliemežu sugu daudzveidība ir gandrīz tāda pati kā 150 gadus vecā lapkoku mežā. Iespējams, ka šāds rezultāts ir tāpēc, ka pēc meža izciršanas gliemežu sugu skaits var atjaunoties apmēram 40 gadu laikā un pat ātrāk, ja izcirstais mežs robežojas ar gliemežu faunas ziņā bagātu mežu. Acīmredzot katrs gadījums ir jāvērtē individuāli, jo rekolonizācijas ātrums ir atkarīgs no vairākiem apstākļiem – kailcirtes lieluma, gliemežu sugu bagātības blakus esošajos nogabalos, izcirstā meža mitruma apstākļiem, koku sugu sastāva u.c. Svarīgāka ir meža zemes kontinuitāte un zemes lietojuma veidi pirms aizaugšanas ar mežu (Pilāte 2007). Taču šajā jomā pētījumi jāturpina.

Meža lielums un attālums līdz mežmalai

Mežmalām raksturīgs mainīgs un nepastāvīgs mikroklimats (Chen et al. 1993), tāpēc iespējams, ka meža lielums un attālums līdz mežmalai ir svarīgi apstākļi, kas strukturē gliemežu sabiedrības. Pētījumu šajā jomā ir maz.

Reljefs

Būtiska nozīme ir reljefam – jo tas ir daudzveidīgāks, jo bagātāka ir gliemežu fauna. Ieplakās un gravās (īpaši mežainās) veidojas stabils mikroklimats, tās ir pasargātas no desikācijas (Лихарев, Раммельмейер 1952). Parasti gravas vai ielejas veido dabiska ūdenstece. Arī ūdenstece uztur stabilu un pastāvīgi mitru mikroklimatu (Ehnström, Walden 1986). Lapkoku un mistrotos mežos sugām visbagātākās ir ēnainas gravas, nogāzes un kraujas ūdensteču tuvumā (Pētersons 1932, 1933; Pilāte 1997, 2003 a,d).

Meža apsaimniekošanas pasākumu ietekme uz gliemežu faunas dažādību

Meža gliemeži ir atkarīgi no vairākām meža struktūrām, kas raksturīgas veciem, neietekmētiem un dabiskiem mežiem, tajā skaitā noēnojuma un mitruma, stabila mikroklimata, pietiekama kalcija daudzuma augsnē, bagātīgas veģetācijas, pietiekami bieza lapu nobiru slāņa, kritalu daudzuma un meža ilglaicības (Müller et al. 2005). Gliemežu atkarība no šādiem biotopiem un to ierobežotās mobilitātes spējas, kas neļauj ātri izvairīties no nelabvēlīgiem apstākļiem liecina, ka meža apsaimniekošanas pasākumi, kas izmaina mikrobiotopus, negatīvi ietekmē gliemežus.

Mežu ciršana, atmirušo koku iznīcināšana, augsnes sablīvēšana un uzāršana nelabvēlīgi ietekmē gandrīz visu sugu gliemežu izdzīvošanu, jo tie ir saistīti ar zemsegu (Proschwitz 1988, Cameron, Greenwood 1991, Waldén 1992, Hylander et al. 2004). Pētījumos par mežu apsaimniekošanas veidu ietekmi uz sauszemes gliemežu sugām Eiropā ir konstatēts, ka visbūtiskāk molusku faunu ietekmē kailcirtes, kā arī smagās meža tehnikas izmantošana. Rezultātā izzūd jūtīgāko gliemežu sugas (piemēram, vārpstingliemeži Clausiliidae) samazinās dažu dzimtu sugu daudzveidība, turpretī, palielinās ekoloģiski plastiskāku sugu ieviešanās (Waldén 1992, Niemelä 1997). Daži autori norāda, ka atsevišķās situācijās pēc ilgstoša traucējuma meža pionierfāzes stadijā gliemežu sugu daudzums un blīvums ir tāds pats kā saimnieciski neietekmētā mežā (Strayler et al. 1986, Hawkins et al. 1997). Visos šādos gadījumos noteicošais faktors ir platlapji un krūmi, kas veido lapkoku pionierfāzes mežus. Intensīvi apsaimniekoto mežu reģionos sugu daudzveidības saglabāšanā un izplatībā īpaši liela nozīme ir izcirtumos atstātajiem koku puduriem, aizsargjoslām ūdenstilpju krastos un buferjoslām ap kailcirtēm. Pētījumi liecina, ka pēc kailcirtēm divu līdz trīs gadu laikā gliemežu sugu skaits un blīvums samazinās arī aizsargjoslās un buferjoslās, taču daudz mazāk nekā izcirstajos mežos (Hylander et al. 2004). Izcirstajos mežos gliemežu sugu skaits un populāciju blīvums samazinās par 20-70% (Waldén 1998 cit. pēc Hylander et al. 2004).

4.1.2. Spēkā esošo normatīvo aktu izvērtējums

4.1.2.1. Normatīvos definēto aizsargājamo struktūru nozīme

Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs, Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā

Mežaudzes ezeru salās – pētījumi par gliemežu faunu ezeru salās ir veikti vienīgi Moricsalā (Pilāte 2009, 2013), tāpēc nav objektīva priekšstats par mežainu ezeru salu nozīmi gliemežu faunas dažādības uzturēšanā Latvijā. Balstoties uz pētījuma rezultātiem Moricsalā, var teikt, ka mežaudzes ezeru salās var pilnībā nodrošināt gliemežu vides prasības, it īpaši, ja tās nav ar mežu aizaugušas lauksaimniecības zemes. Šādi meži var nodrošināt vides prasības daudzām īpaši aizsargājamām sauszemes gliemežu sugām, kā arī dažām retām saldūdens sugām, kas var būt sastopamas ekotona joslā.

Mežaudzes purvu salās – meža platības, kuras no visām pusēm norobežo purva ekosistēma un kuras atrodas ne mazāk kā 100 metru attālumā no citas meža platības – būtiska nozīme gliemežu sugu dažādības uzturēšanā un saglabāšanā ir tām lapu koku un mistrotām mežaudzēm purva salās, kuras atrodas uz minerālaugsnēm. To pierāda veiktie pētījumi Aizkraukles purva salās (Pilāte 2007). Šādi meži, ja tie ir dabiski un ilglaicīgi, un tajos neveic mežsaimniecisko darbību, nodrošina lielākās daļas īpaši aizsargājamo un apdraudētu sauszemes gliemežu sugu vides prasības. Jāatzīmē ekotona joslas būtisko nozīmi gan gliemju faunas dažādības uzturēšanas ziņā, gan to atbilstība dažu īpaši aizsargājamo un retu mitrāju sugu vides prasībām (Pilāte 2004).

Meža puduri – meža platības, kas mazākas par hektāru un atrodas ne mazāk kā 500 metru attālumā no citas meža platības, kura lielāka par hektāru – gliemežu faunas pētījumi šādos meža puduros nav veikti, tāpēc grūti novērtēt to nozīmi gliemežu vides prasību nodrošināšanā. Iespējams, ka tā ir neliela savu nelielo platību dēļ, ja ņem vērā literatūras avotos pieejamo informāciju par lielu dabiska meža platību pozitīvo nozīmi gan faunas daudzveidības uzturēšanā, gan vides prasību nodrošināšanā Götmark et al. (2008).

Mežaudzes ūdensteču un ūdenstilpju palienēs – ielejas daļā, kura periodiski applūst un kurā ir palienei raksturīgā veģetācija – Intensīvi apsaimniekoto mežu reģionos gliemežu sugu daudzveidības saglabāšanā un izplatībā īpaši liela nozīme ir izcirtumos atstātajām aizsargjoslām ūdenstilpju krastos (Hylander et al. 2004). Tās veic arī izplatības koridora funkcijas. Tajās ir sastopami retu un apdraudētu sugu gliemeži. Palienes meži kalpo arī kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā, jo ūdenstilpes tuvumā ir palielināts mitruma daudzums.

Geoloģiski un ģeomorfoloģiski veidojumi – gravas (vismaz 15 metru dziļas un 10 metru platas ūdens erozijas veidotas gultnes, kuru nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu), kritenes, noslīdeni, iežu atsegumi un vietējas un valsts nozīmes dižakmeņi un 10 metru platu teritorija ap tiem – uz gliemežiem ir attiecināmas gravas, turklāt ar mežu apaugušas gravas. Mežainās gravās veidojas stabils mikroklimats, tās ir pasargātas no desikācijas (Лихачев, Раммельмейер 1952). Parasti gravas veido dabiska ūdenstece. Arī ūdenstece uztur stabilu un pastāvīgi mitru mikroklimatu (Ehnström, Walden 1986). Lapkoku un mistrotos mežos sugām visbagātākās ir ēnainas gravas, nogāzes un kraujas

ūdensteču tuvumā. Gravās ir sastopamas gandrīz visas īpaši aizsargajamās un reti sastopamās sauszemes gliemežu sugas (Pētersons 1932, 1933; Pilāte 1997, 2003 a,d, Pilate, Greke 2002). Tās nodrošina visas gliemežu vides prasības, jo lielākajā daļā ir bijusi apgrūtināta arī meža izstrāde.

Avoti un avoksnāji – vietas, kurās izplūst avots un kuram ir raksturīga veģetācija, un 10 metru plata teritoriju ap tām – svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām.

Apaugums mikroieplakās – veģetācija, kas mežā raksturīga reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu – svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām un dažām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur gliemju sugu daudzveidību.

Mežmalas – pārejas joslas no meža uz lauksaimniecībā izmantojamu zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu, kuri lielāki par diviem hektāriem – gliemežiem būtiskas ir pārejas joslas (ekotona josla) uz ūdenstilpi, purvu un pārplūstošu klajumu, kas kalpo kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām, tajā skaitā arī reti sastopamajām un īpaši aizsargājamām, un vairākām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur gliemju sugu daudzveidību. Tā kā šādām vietām ir raksturīga sezonāla applūšana, tad, kā patvērums pēc kailcirtes, ekotona josla mezofilajām meža sugām var kalpot īslaicīgi. Stagnāji un pārmitrie platlapju meži ir gliemežu sugu skaita ziņā bagāti meža biotopi (Ehnström, Waldén 1986, Niemelä 1997; Pilāte 2004, 2008 a, b, c, 2009)

Bioloģiski vērtīgas mežaudzes (Veicot atkārtotu meža inventarizāciju, meža īpašnieks var neizvērtēt īpaši aizsargājamā meža iecirkņa atbilstību mikrolieguma statusam. Šādā gadījumā īpaši aizsargājamu meža iecirkni Meža valsts reģistrā saglabā kā bioloģiski vērtīgu mežaudzi) – ne vienmēr ĪAI atbilst gliemežu vides prasībām. Galvenokārt atbilst tie, kuri ir kādai no gliemežu sugām veidots mikroliegums, kā arī gravu vai nogāžu meži, platlapju mežs, stagnāji.

Rēķinot uz cirmsas hektāru, vismaz pieci ekoloģiskie koki – augtspējīgi iepriekšējās paaudzes kokus – vai, ja tādu nav, – augtspējīgi koki, kuru caurmērs lielāks par valdošās koku sugas koku vidējo caurmēru nogabalā. Ieteicams vispirms izvēlēties ozolus, liepas, priedes, ošus, gobas, vīksnas, kļavas, melnalkšņus, apses un bērzus, kā arī, ja tādi ir, kokus ar deguma rētām – cirmā atstāti atsevišķi ekoloģiskie koki nenodrošina gliemežu vides prasības pēc kailcirtes. Būtiska nozīme ir atstātiem koku un krūmu puduriem.

Koki ar lielām (vairāk nekā 50 centimetru diametrā) putnu ligzdām, ja tādi ir, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem - vienam atstātam nelielam pudurim nozīme ir minimāla.

Dobumaini koki, kuru dobuma diametrs ir lielāks par 10 centimetriem, ja tādi ir - attiecībā uz gliemežiem nav būtiski.

Ja cirmā ir sausi koki, tos cērtot, saglabā vismaz četrus (rēķinot uz cirmsas hektāru) resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks

par 50 centimetriem – šādā izpausmē nenodrošina gliemju vides prasības. Atmirusī koksne nodrošina vairākas, dažām sugām lielāko daļu vides prasības, taču tam ir nozīme tādā gadījumā, ja tiek saglabāti koku un krūmu puduri vai arī pamežs un visas kritalas, un nocirsto koku celmi.

Viss apaugums ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju) - svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām un dažām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur gliemju sugu daudzveidību.

Koks, pie kura ir izveidots skudru pūznis – gliemežu vides prasības nenodrošina.

Mežābeles, kadiķi un citu vietējo sugu pameža koki un krūmi - galvenajā cirtē un kopšanas cirtē tādā apjomā, kas neapdraud darba drošību un ļauj nodrošināt meža atjaunošanu - atsevišķi atstāti pameža koki un krūmi nenodrošina gliemežu vides prasības.

Daļējs apaugums gravā (vismaz 15 metru dziļa un 10 metru plata ūdens erozijas veidota gultne, kuras nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu) un mežmalā (pārejas josla no meža uz lauksaimniecībā izmantojamo zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu (kuri lielāki par diviem hektāriem), kuras platums nav mazāks par pusi no pirmā stāva vidējā koka augstuma) tādā apjomā, kas netraucē meža atjaunošanu, darba aizsardzības prasību ievērošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu - šauras joslas daļēji un īslaicīgi nodrošina gliemežu vides prasības.

Meža tipiem atbilstošs lapu koku sugu piemistrojums vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva kopšanas cirtē par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu – nav nozīmes, ja atstāj atsevišķus kokus, nevis pudurus ar pamežu.

Normatīvos definēto aizliegto darbību nozīme

Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā

Mežaudzēs aizliegts cirst un izvākt ekoloģiskos kokus, kokus ar putnu ligzdām, kuru diametrs pārsniedz 50 centimetru, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem, dobumainus kokus, kuru dobuma diametrs pārsniedz 10 centimetru, sausos kokus un citus kokus, kas saglabāti saskaņā ar normatīvajiem aktiem par koku ciršanu mežā – minimāli gliemežu vides prasības nodrošina koki ar putnu ligzdām, kuru diametrs pārsniedz 50 centimetru komplektā ar koku rindu un pamežu ap tiem.

Lai saglabātu mežu ainavisko daudzveidību un barošanās vietas meža dzīvniekiem, laucēs, izņemot medijamo dzīvnieku piebarošanas lauces, ir aizliegta augsnes apstrāde un meža sēšana vai stādīšana – gliemežu vides prasības nenodrošina.

Aizsargjoslās ap purviem ir aizliegts ierīkot jaunus meliorācijas grāvjus, ja tas nav nepieciešams purvu vai citu zemes lietojuma veidu (ārpus meža) teritoriju apsaimniekošanai – gliemežiem būtiskas ir aizsargjoslas (ekotona josla) ap purviem, kas kalpo kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā un

pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām, tajā skaitā arī reti sastopamajām un īpaši aizsargājamām, un vairākām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur gliemju sugu daudzveidību. Tā kā šādām vietām ir raksturīga sezonāla applūšana, tad, kā patvērums pēc kailcirtes, ekotona josla mezofilajām meža sugām var kalpot īslaicīgi.

Meža apsaimniekošanā izmantot panēmienus, kas izraisa augsnes eroziju (augšņu virskārtas pārvietošanos ūdens vai vēja iedarbības ietekmē), kura rada cilmieža atsegumus. Par šo noteikumu pārkāpumu nav uzskatāma erozija, kas notikusi vienlaidus ne vairāk kā 20 kvadrātmetru platībā, kā arī par eroziju nav uzskatāma augsnes sagatavošana meža atjaunošanai. Sagatavojot augsni meža atjaunošanai un izvedot meža materiālus, ņem vērā teritorijas reljefu un augsnes īpatnības, lai neizraisītu augsnes eroziju – gliemežu vides prasības nenodrošina.

Lai saglabātu ģeoloģiskos un ģeomorfoloģiskos veidojumus, pa tiem un 10 metru platā joslā no gravu, kritēnu, noslīdēnu un iežu atsegumu augšējās malas aizliegts pārvietoties ar mehāniskiem transportlīdzekļiem, kā arī pārvietot un bojāt dižakmeņus – gliemežu vides prasības nenodrošina.

Veicot jebkuru darbību mežā, izvairās no ūdens noteces traucēšanas grāvjos, strautos un upēs. Ja ūdens notece tiek traucēta, darbības veicējs pēc darbības pabeigšanas atjauno ūdens noteci. Saimnieciskās darbības radīts ūdens noteces traucējums nedrīkst būt ilgāks par diviem mēnešiem gadā, un tas nedrīkst radīt ietekmi uz citiem īpašumiem – ūdens gliemju prasības tiek nodrošinātas tikai tad, ja netraucē ūdens noteci.

No 1.aprīļa līdz 30.jūnijam visos mežos aizliegta līdz 10 gadu vecu priežu un lapu koku un līdz 20 gadu vecu egļu mežaudžu kopšana, izņemot jaunaudzēs, kur skuju koku vidējais augstums nepārsniedz 0,7 m, bet lapu koku vidējais augstums – 1.0 m – gliemežu vides prasības nenodrošina.

No 1.aprīļa līdz 30.jūnijam mežaudzēs ezeru salās, mežaudzēs purvu salās, meža puduros, mežaudzēs ūdensteču un ūdenstilpju palienēs, bioloģiski vērtīgās mežaudzēs un aizsargjoslās ap purviem neveic koku ciršanu, augsnes sagatavošanu un meža atjaunošanu ar motorizētu tehniku – gliemežu vides prasības nenodrošina.

No 15.aprīļa līdz 30.jūnijam aizliegta galvenā cirte pilsētas mežos – gliemežu vides prasības nenodrošina.

No 1.aprīļa līdz 30.septembrim aizliegta galvenā cirte Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes ierobežotās saimnieciskās darbības joslā – gliemežu vides prasības nenodrošina.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt mežsaimniecisko darbību, izņemot meža ugunsdrošības pasākumus un koku ciršanu ārkārtas situāciju seku likvidēšanai šo noteikumu medņu riestu mežos, aizsargājamajos botāniskajos liegumos, aizsargājamajos zooloģiskajos liegumos, aizsargājamajos kompleksajos liegumos, aizsargājamo augu sugu meža biotopos, aizsargājamo sēnu sugu meža biotopos, aizsargājamo dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs - nodrošina visas mežos sastopamo gliemežu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt galveno cirti un rekonstruktīvo cirti šo noteikumu mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības iestādēm, aizsargājamās dzērvenāju liegumos, aizsargājamās dabas parkos, aizsargājamās parkos, parku stādījumos, aizsargājamās purvu liegumos, aizsargājamās meža biotopos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos - nodrošina visas mežos sastopamo gliemežu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts lietot minerālmēslus un augu aizsardzības līdzekļus mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības iestādēm, medņu riestu mežos, aizsargājamās botāniskos liegumos, aizsargājamās dzērvenāju liegumos, aizsargājamās zooloģiskos liegumos, aizsargājamās dabas parkos, aizsargājamās parkos, parku stādījumos, aizsargājamās kompleksos liegumos, aizsargājamās purvu liegumos, aizsargājamās meža biotopos, aizsargājamu augu sugu meža biotopos, aizsargājamu sēņu sugu meža biotopos, aizsargājamu dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos, audzēs ar izciliem kokiem, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs - nodrošina visas mežos sastopamo gliemežu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt darbības, kuru rezultātā paredzama atmežošana, ja tās nav nepieciešamas autocelu, dzelzceļu, elektroliniju, sakaru līniju un cauruļvadu būvniecībai vai parku ierīkošanai mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības iestādēm, medņu riestu mežos, aizsargājamās botāniskos liegumos, aizsargājamās dzērvenāju liegumos, aizsargājamās zooloģiskos liegumos, aizsargājamās dabas parkos, aizsargājamās parkos, parku stādījumos, aizsargājamās kompleksos liegumos, aizsargājamās purvu liegumos, aizsargājamās meža biotopos, aizsargājamu augu sugu meža biotopos, aizsargājamu sēņu sugu meža biotopos, aizsargājamu dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos, audzēs ar izciliem kokiem, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs – gliemežu vides prasības nenodrošina, turklāt fragmentē populācijas, jo daudzām gliemežu sugām tas ir nepārvarams attālumš.

Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs

Kailcirte aizliegta meža puduros (meža platība, kura mazāka par hektāru un kura atrodas vismaz 500 metru attālumā no citas meža platības, kas lielāka par hektāru). Cērtot kokus, saglabā pamežu tādā apjomā, kas netraucē darba aizsardzības prasību ievērošanu, meža atjaunošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu – viss atkarīgs, kādā apjomā atstāj pamežu. Jo vairāk, jo vairāk tiek nodrošinātas gliemežu vides prasības. Meža puduru, kuri mazāki par 1 ha, nozīme gliemežu vides prasību nodrošināšanā ir nenozīmīga.

Kailcirte aizliegta mežaudzēs, kur valdošā koku suga ir ozols, liepa, kļava, goba, vīksna vai skābardis – nodrošina daudzas meža gliemežu vides prasības.

Kailcirte aizliegta Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes ierobežotas saimnieciskās darbības joslā sausās minerālaugsnēs augošās priežu mežaudzēs (priedes veido vairāk nekā 80 procentu no mežaudzes šķērslaukuma) – nodrošina nelielas daļas gliemežu vides prasības – to, kuri dzīvo priežu mežos.

Kailcirte aizliegta mežaudzēs ūdensteču un ūdenstilpju palienēs – ielejas daļā, kura periodiski applūst un kurā ir palienei raksturīgā veģetācija – Intensīvi apsaimniekoto mežu reģionos gliemežu sugu daudzveidības saglabāšanā un izplatībā īpaši liela nozīme ir izcirtumos atstātajām aizsargjoslām ūdenstilpju krastos (Hylander et al. 2004). Tās veic arī izplatības koridora funkcijas. Tajās ir sastopami retu un apdraudētu sugu gliemeži. Palienes meži kalpo arī kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā, jo ūdenstilpes tuvumā ir palielināts mitruma daudzums.

Kailcirte aizliegta purvu aizsargjoslās – gliemežiem būtiskas ir aizsargjoslas (ekotona josla) ap purviem, kas kalpo kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža gliemežu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām, tajā skaitā arī reti sastopamajām un īpaši aizsargājamām, un vairākām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur gliemju sugu daudzveidību. Tā kā šādām vietām ir raksturīga sezonāla applūšana, tad, kā patvērums pēc kailcirtes, ekotona josla mezofilajām meža sugām var kalpot īslaicīgi.

Kailcirte aizliegta ezeru salās un purvu salās - mežaudzes ezeru un purvu salās var pilnībā nodrošināt gliemežu vides prasības, it īpaši, ja tās nav ar mežu aizaugušas lauksaimniecības zemes. Šādi meži var nodrošināt vides prasības daudzām īpaši aizsargājamām sauszemes gliemežu sugām, kā arī dažām retām saldūdens sugām, kas var būt sastopamas ekotona joslā. Būtiska nozīme gliemežu sugu dažādības uzturēšanā un saglabāšanā ir lapu koku un mistrotām mežaudzēm purva salās, kuras atrodas uz minerālaugsnēm. Šādi meži, ja tie ir dabiski un ilglaicīgi, un tajos neveic mežsaimniecisko darbību, nodrošina lielākās daļas īpaši aizsargājamu un apdraudētu sauszemes gliemežu sugu vides prasības. Jāatzīmē ekotona joslas būtisko nozīmi gan gliemju faunas dažādības uzturēšanas ziņā, gan to atbilstība dažu īpaši aizsargājamu un retu mitrāju sugu vides prasībām.

Kailcirte aizliegta pilsētas teritorijā – nav pētījumu par gliemju faunu mežos, kuri atrodas pilsētu teritorijās.

Aizsargjoslu likums

Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslā aizliegts ierīkot meliorācijas būves bez saskaņošanas ar attiecīgo Valsts vides dienesta reģionālo vides pārvaldi – nodrošina vides prasības mitrāju sugām, starp kurām var būt dažas īpaši aizsargājamās sugas (eksperta viedoklis). Gliemju fauna piekrastes aizsargjoslā pētīta fragmentāri un galvenokārt pelēkajās kāpās (Pilāte 2003b, 2013), tāpēc nevar objektīvi novērtēt šī aizlieguma lomu gliemežu vides prasību nodrošināšanā.

Visi zemāk minētie aizliegumi kopumā nodrošina to gliemežu vides prasības, kuri sastopami kāpu aizsargjoslā. No īpaši aizsargājamām sugām Kurzemes piekrastē vides prasības tiek nodrošinātas divzobu vārpstīngliemežim *Clausilia bidentata*, tumšajam kailgliemežim *Limax cinereoniger* (D.Pilātes pers.ziņ.), lēcveida vīngliemežim *Helicigona lapicida* (Pilāte 2007a, 2013), kā arī dažām Latvijā reti sastopamajām sugām – mazajam pumpurgliemežim *Vertigo pygmaea* un mitrāju pumpurgliemežim *V.lilljeborgi*. Taču nav izslēgts, ka piekrastes aizsargjoslā ir sastopamas arī citas retas un aizsargājamās gliemju sugas (eksperta viedoklis).

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts iegūt un izmantot derīgos izraktenus, izņemot pazemes ūdeņu ieguvi ūdensapgādes vai rekreācijas vajadzībām;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts ierīkot atkritumu apglabāšanas poligonus;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts ar mehāniskajiem transportlīdzekļiem pārvietoties ārpus autoceliem, pludmalē, meža un lauksaimniecības zemēs, ja tas nav saistīts ar šo teritoriju apsaimniekošanu vai uzraudzību;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts rīkot publiskus sporta, izklaides vai atpūtas pasākumus, kas nav saskaņoti ar vietējo pašvaldību, bet, ja aizsargjosla atrodas īpaši aizsargājamā dabas teritorijā, — ar šīs teritorijas administrāciju;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts novietot speciālās dzīvojamās piekabe, jebkādas konstrukcijas, pagaidu un saliekamās būves, izņemot pludmales labiekārtošanas elementus, ārpus šim nolūkam vietējās pašvaldības teritorijas plānojumā paredzētajām vietām;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts pārveidot reljefu, bojāt un iznīcināt dabisko zemsedzi, izņemot gadījumus, kad tas nepieciešams šajā pantā atļauto darbību veikšanai.

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situācijas seku likvidēšanai, kā arī vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu seku likvidēšanai;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts mežā veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu, kuras rezultātā platība tiek atmežota, un laucēs veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu bez Ministru kabineta iekreizēja rīkojuma. Iekreizēju rīkojumu lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanai krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā Ministru kabinets izdod sešu mēnešu laikā no dienas, kad iesniegums saņemts vietējā pašvaldībā. Koku ciršanas kārtību krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā šajā punktā minēto darbību īstenošanai nosaka Ministru kabinets;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts kurt ugunscurus ārpus šim nolūkam iekārtotām vietām un māju pagalmiem, izņemot gadījumus, kad jāiznīcina sausie, vēja izgāztie vai lauztie koki un slimību inficētie vai kaitēkļu invadētie materiāli;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts novietot teltis ārpus šim nolūkam iekārtotām vai norādītām vietām bez saskaņošanas ar zemes īpašnieku vai tiesisko valdītāju.

Literatūra

1. Abele, S.E. 2010. Gastropod diversity in the boreal mixedwood forest of northern Alberta – variation among forest types and response to partial harvesting. M.S. Thesis. Edmonton, Alberta: University of Alberta. 107 pp.

2. Asami T. 1993. Interspecific differences in desiccation tolerance of juvenile land snails. – *Functional Ecology* 7: 571-577.
3. Cameron, R.A, Down, D.K., and D.J. Pannett. 1980. Historical and environmental influences on hedgerow snail faunas. *Biological Journal of the Linnean Society* 13: 75-87.
4. Cameron R.A.D., Greenwood J.J.D. 1991. Some montane and forest molluscan faunas from eastern Scotland: effects of altitude, disturbance and isolation. – *Proc. 10th Intern. Malacol. Congr.*: 437- 442.
5. Chen J.Q., J.E. Franklin, and T.A.Spies. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-Fir forest. – *Agricultural and Forest Meteorology* 63: 219-237.
6. Corsmann, M. 1990. Die Schneckengemeinschaft (Gastropoda) eines Laubwaldes: Populationsdynamik, Verteilungsmuster und Nahrungsbiologie. – *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd.58*. 208 S.
7. Ehnström B., Waldén W. H. 1986. Faunavård i skogsbruket. - Del 2. Den lägre faunan. Skogsstyrelsen, Jönköping. 352 pp.
8. Fog K. 1979. Studies on decomposing wooden stumps. III. Different relations among some gastropod species and species groups to the stump microflora, weather changes and pH. – *Pedobiologia* 19: 200-212.
9. Frest, T.J. and E.J. Johannes. 1995. Interior Columbia Basin mollusk species of special concern. Deixis Consultants, Seattle, WA. Prepared for the U.S. Department of Agriculture, Forest Service; U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Upper Columbia River Basin Ecosystem Management Project. 274 pp. + appendices.
10. Gärdenfors, U., Waldén, H.W. and I. Wäreborn. 1995. Effects of soil acidification on forest land snails. *Ecological Bulletins* 44: 259-270.
11. Graveland, J., van der Wal, R., van Balen, J.H., and A.J. van Noordwijk. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446–448.
12. Graveland, J., R. van der Wal. 1996. Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia* 105: 351–360.
13. Hawkins, J.W., Lankester, M.W., Lautenschlager, R.A., and F.W. Bell. 1997b. Effects of alternative conifer release treatments on terrestrial gastropods in northwestern Ontario. *The Forestry Chronicle* 73: 91–98.
14. Hylander K., Nilsson C., Göthner T. 2004. Effects of Buffer-Strio Retention and Clearcutting on land snails in boreal riparian forests. – *Conservation Biology*, Volume 18, No. 4: 1052-1062.
15. Jennings T.J. , Barkham J.P. 1979. Litter decomposition by slugs in mixed deciduous woodland. *Holarctic Ecology* 2(1): 21-29.
16. Kappes, H. 2005. Influence of coarse woody debris on the gastropod community of a managed calcareous beech forest in Western Europe. *Journal of Molluscan Studies* 71(2): 85-91.
17. Kappes, H. 2006. Relations between forest management and slug assemblages (Gastropoda) of deciduous regrowth forests. *Forest Ecology and Management* 237: 450-457.
18. Kralka, R.A. 1986. Population characteristics of terrestrial gastropods in boreal forest habitats. *American Midland Naturalist* 115:156–164.
19. Mason, C.F. 1970a. Food, feeding rates and assimilation in woodland snails. *Oecologia* 4: 358–373.

20. Mason, C.F. 1970b. Snail populations, beech litter production, and the role of snails in litter decomposition. *Oecologia* 5: 215–239.
21. Moning, C. and J. Müller. 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9(5): 922-932.
22. Müller J., Strätz C., Hothorn T. 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. – *Eur J Forest Res* (2005) 124: 233-242.
23. Niemelä J. 1997. Invertebrates and Boreal Forest Management. – *Conservation Biology*, vol. 11 (3): 601- 610.
24. Pētersons H. 1932. Atzīmes par Daugavas gliemežiem, apgabalā no Krāslavas līdz Daugavgrīvai. IM Skolu muzeja Daugavas izstādes izd., Rīga, 52 lpp.
25. Pētersons H. 1933. Atzīmes par Gaujas baseinā atrodamiem recentiem un subfossiliem gliemežiem. IM Skolu muzeja Gaujas izstādes izd., Rīga, 20 lpp.
26. Pilāte D. 1997. Augšdaugavas raksturīgāko biotopu sauszemes molusku fauna. – *Daba un Muzejs* 7: 20-21.
27. Pilāte D. 2001. Fauna of terrestrial molluscs in coniferous forests of Latvia. – *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 1, (1): 34-37.
28. Pilāte D. 2003a. Sauszemes gliemežu fauna Slīteres nacionālā parka meža biotopos. – *Daba un Muzejs*, 8: 75-81.
29. Pilate D., Greke C. 2002. Die Mollusken des Slitere-Nationalparks und angrenzender Gebiete (Nordwest-Lettland). – *Malak. Abh. Mus. Tierkde. Dresden* 20, Nr. 30.: 283-293.
30. Pilāte D. 2003b. Sauszemes gliemežu fauna Ziemupes dabas lieguma pelēkajās kāpās. – *Daba un Muzejs*, 8: 82-84.
31. Pilāte D. 2003d. Fauna of terrestrial molluscs in the forests of Gauja National Park. – *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 3, (1): 15-20.
32. Pilāte D. 2004. *Vertigo moulinsiana* (Dupuy, 1849) (Gastropoda: Pulmonata) in Latvia. – *Acta Universitatis Latviensis, Biology*, 2004, Vol.676: 127-129.
33. Pilāte D. 2007a. New data of protected, endangered and rare terrestrial snail species in Latvia. – *Cross-Border Cooperation in Researches of biological Diversity*: 5-10.
34. Pilāte D. 2007b. Sauszemes gliemežu sugu daudzveidība mežā un to ietekmējošie faktori Latvijā. – *Promocijas darbs*. Rīga, 155.lpp.
35. Pilāte D. 2008a. Sauszemes gliemežu fauna dabas lieguma „Stiklu purvi” mežos. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 70-72.
36. Pilāte D. 2008b. Sauszemes gliemežu fauna dabas liegumā „Klāņu purvs”. Grām.: Pakalne M. (red.) Purvu aizsardzība un apsaimniekošana īpaši aizsargājamās dabas teritorijās Latvijā. Jelgavas tipogrāfija, Rīga, 96.
37. Pilāte D. 2008c. Terrestrial snail fauna of Euro-Siberian alder-woods (Cl. *Alnetea glutinosae*) in Latvia. *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 8, (1): 115-126.
38. D. Pilāte. 2009. Moricsalas sauszemes gliemežu fauna. Oļehovičs D., sast. Daugavpils Universitātes 50. Straptautiskās zinātniskās konferences materiāli. Daugavpils: Daugavpils Universitātes Akadēmiskais apgāds „Saule”, 41 – 46.
39. D. Pilāte. 2013. The mollusc fauna of Moricsala Strict Nature Reserve and other Natura 2000 territories in Western Latvia and outside them. *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 13 (2): 99-110.

40. Prezio, J.R., Lankester, M.W., Lautenschlager, R.A., and F.W. Bell. 1999. Effects of alternative conifer release treatments on terrestrial gastropods in regenerating spruce plantations. *Canadian Journal of Forest Research*. 29: 1141–1148.
41. Proschwitz, T. 1988. Die Landschneckenfauna einiger Kulturbiotop der Stadt Göteborg (SW-Schweden), mit einigen Bemerkungen zur Entwicklung des anthropochoren Faunelementes: 1. Freilandbiotop (*Gastropoda*). – *Malakol. Abh. Mus. Tierkd. Dresden* 13, Nr. 15: 145-157.
42. South, A., 1980. A technique for the assessment of predation by birds and mammals on the slug *Deroceras reticulatum* (Muller) (Pulmonata: Limacidae). *Journal of Conchology* 30: 229–234.
43. Spuris Z. (red.) 1974. Latvijas dzīvnieku pasaule. Rīga: Liesma, 252 lpp.
44. Strayer, D., Pletscher, D.H., Hamburg, S.P., and S.C. Nodvin. 1986. The effects of forest disturbance on land gastropod communities in northern New England. *Canadian Journal of Zoology* 64: 2094–2098.
45. Tauriņš E. 1982. Latvijas zīdītājdzīvnieki. Rīga: Zvaigzne, 255 lpp.
46. Waldén H. W. 1992. Changes in a terrestrial mollusc fauna (Sweden: Göteborg region) over 50 years, by human impact and natural succession. – *Proc.ninth int. malac. Congress*: 387-402.
47. Wäreborn I. 1969. Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden. – *Oikos* 20: 461- 479.
48. Wäreborn I. 1970. Environmental factors influencing the distribution of land molluscs of an oligotrophic area in southern Sweden. – *Oikos* 21: 285-291.
49. Wäreborn, I. 1979. Reproductive success of two species of land snails in relation to calcium salts in forest litter. *Malacologia* 18, 177–180.
50. Wäreborn I. 1992. Changes in the land mollusc fauna and soil chemistry in an inland district in southern Sweden. – *Ecography* 15: 62-69.
51. Weidemann G., Koehler H. (eds.) 1997. Bericht über das Projekt Dünenökologie SS 1996 - WS 1996/97. – Universität Bremen, FB 2, Studiengang Biologie.: 281 S.
52. Лихарев И. М. 1962. Клаузилииды (Clausiliidae). Фауна СССР. Моллюски. Т. III, вып. 4. Москва, Ленинград: Академия наук СССР, 317 стр.
53. Лихарев И. М., Виктор А. Й. 1980. Слизни фауны СССР и сопредельных стран (*Gastropoda terrestria nuda*). Фауна СССР, Моллюски, том 3, вып. 5, Ленинград
54. Лихарев И. М. и Раммельмейер Е. С. 1952. Наземные моллюски фауны СССР. Москва, Ленинград: Академия Наук СССР, 511 стр.
55. Шилейко А. А. 1978. Наземные моллюски надсемейства Helicoidea. Фауна СССР. Моллюски. Т. III, вып. 6., Ленинград: Наука, 384 стр.

4.2. Sēnes

4.2.1. Sēnes meža ekosistēmā un tās ietekmējošie faktori

Mežu ekosistēmā sēnēm ir svarīga loma vielu apritē, jo tieši sēnes ir galvenie koksnes un nobiru noārdītāji. Mežā ir sastopamas dažādas sēņu grupas, kas atšķiras gan pēc morfoloģiskajām pazīmēm (mikroskopiskās sēnes, piepes, cepurīšu sēnes, klājeniskas sēnes), gan pēc vairošanās (askusēnes, bazīdijsēnes, nepilnīgi pazīstamās sēnes) un barošanās veidiem (mikorizas sēnes, saprofīti, parazīti). Katrai sēņu grupai ir sava ekoloģiskā niša. Ir parazītiskas sēņu sugas, kas spēj inficēt dzīvus, bieži vien dažādu vides faktoru dēļ novājinātus (pārāk liels mitrums, noēnojums, salnas bojājumi, ilgstošs sausums) kokus. Ir saprofīti, kas sadala nedzīvus substrātus, tādus kā atmirusi koksne, lapu un skuju nobiras, dzīvnieku ekskrementi, citas atmirušās sēnes. Mikorizas sēnes savukārt veido simbiotiskas attiecības ar vairākām augu, pārsvarā koku sugām. Par vērtīgākajām meža bioloģisko daudzveidību raksturojušām sēnēm uzskata koksni noārdošās afitoforās sēnes (Basidiomycota: Aphyllophorales), it īpaši piepes (Polyporales). Tās var būt gan parazītiskas, gan saprofītiskas, un dabiskā mežā tām ir ļoti liela nozīme. Katrai parazītiskajai piepju sugai ir savi inficēšanās ceļi: mizas bojājumi, koku sakņu kontakti, atmirušu zaru vietas, lapas vai skujas. Vairākas sēnes kā infekcijas vektorus izmanto dažādus kukaiņus, tādus kā mizgrauži un ragastes. Pie šīs grupas pieder vairākas piepes, piemēram, sakņu piepe *Heterobasidion annosum* s.l., egļu spulgpiepe *Porodaedalea chrysoloma*, ziemeļu klimakociste *Climacocystis borealis*, parastā sērpiepe *Laetiporus sulphureus* un daudzas citas. Šīs sēņu sugas bieži vien var ilgstoši attīstīties dzīvā kokā, izraisot dažāda veida trapes. Tieši to darbības rezultātā vecos lapu kokos var izveidoties dobumi, ar trupi inficēti koki laika gaitā kļūst uzņēmīgāki pret vējgāzēm un snieglauzēm. Šīs sēnes ietekmē dabisko izlasi, jo pārsvarā tās inficē novājinātus kokus. Šo sēņu darbības rezultātā mežā veidojas atvērumi, kas veicina dažāda vecuma mežaudžu un mistrotu audžu attīstību. Pēc koka bojāejas biotisko (kukaiņu vai slimību rezultātā) vai abiotisko (stiprs vējš, ugunsgrēks, snieglauze) faktoru ietekmē, primārās trupi izraisošās sēnes ar laiku nomaina sekundārās trapes sēnes, kas spēj attīstīties tikai uz noteiktā trupēšanas stadijā esošās koksnes. Dabiskajā mežā koku augšanas-atmiršanas-sadalīšanās process parasti ir nepārtraukts un ir pārstāvētas visas koku dzīves fāzes: paauga – augošie koki – pieauguši koki – veci koki – atmirstošie koki. Dabiskajos mežos parasti ir daudz kritalu un sausokņu dažādās sadalīšanās pakāpēs (Gonthier and Nicolotti, 2013; Junninen and Kommonen, 2011; Junninen et al., 2006).

Pēdējos gadsimtos cilvēku veiktās darbības ir stipri ietekmējušas mežus un tajos mītošos organismus. Daļa mežu tika izcirsti, lai atbrīvotu vietu lauksaimnieciskajām platībām, meži tika cirsti, lai iegūtu būvmateriālus un kurināmo. Izcirsto platību vietā bieži vien ierīkoja mākslīgi atjaunotas vienvecuma koku audzes. Mežā parādījās jauni koksnes substrātu tipi – celmi un ciršanas atliekas. Protams, vairākas sēņu sugas spēja pielāgoties izmainītai dzīves videi. Dažām sugām, piemēram, sakņu piepei *Heterobasidion annosum* s.l., intensīva mežsaimniecība kļuva par izplatību veicinošu faktoru (Woodward et al., 1997). Bet ir sēņu sugas, kam ir specifiskas vides prasības vai tas aizņem nelielas ekoloģiskās nišas – šīs sugas cilvēku darbības rezultātā kļuvušas retas vai ļoti retas.

Mežu nosusināšana, kas ievērojami palielina koksnes pieaugumu, izraisa veģetācijas izmaiņas un ietekmē sēņu sugas, kuru attīstībai nepieciešams paaugstināts mitrums un pastāvīgs mikroklimats (ziemeļu klimakociste *Climacosytis borealis*, zaļganā smalkpiepīte *Gelatoporia pannocincta* (sin. *Ceriporiopsis pannocincta*), šokolādes jungūnija *Junghuhnia collabens*, maigā mīkstpore *Leptoporus mollis*, pilienu mīkstpiepe *Postia guttulata* (sin. *Oligoporus guttulatus*), mainīgā mīkstpiepe *Postia*

leucomallella (sin. *Oligoporus leucomallellus*), lāsumainā egļpiepe *Pycnoporellus fulgens*, smirdīgā baltene *Skeletocutis odora*, zvaigžņu baltene *Skeletocutis stellae* un *Phlebia centrifuga*, tai skaitā sarkanajā grāmatā ierakstītās rožainā piepe *Fomitopsis rosea*, tumšbrūnā cietpiepe *Phellinus ferrugineofuscus* un melnsvītras cietpiepe *Phellinus nigrolimitatus*, kā arī mitrumu mīlošās cepurīšu sēnes: alkšņu makstsēne *Amanita friabilis*, vijolišu skaistgalve *Calocybe ionides*, violetā sārtlapīte *Entoloma euchorum*, purva sviestbeka *Suillus flavidus*).

Mežu izciršana kailcirtē radikāli izmaina vidi, kā rezultātā izzūd sēņu sugas, kurām ir nepieciešams noēnojums un pastāvīgs mikroklimats. Šīm sēņu sugām bieži vien ir garš dzīves cikls vai ierobežotas izplatīšanās spējas, to normālai attīstībai ir nepieciešami veci koki vai liela diametra kritalas, kā arī šādu substrātu nepārtraukta pieejamība. Izcērtot iepriekšējās paaudzes kokus, tiek veidota audzes vienvecuma struktūra, kas nevar nodrošināt pastāvīgu veco koku un liela diametra atmirušās koksnes rašanos, kā arī stipri izmainās audzes mikroklimats, pazūd pastāvīgs noēnojums un paaugstināta mitruma apstākļi. Augsnes sagatavošana, kas bieži vien seko pēc kailcirtes, iznīcina ar zemsedzi saistīto sugu biotopus, maina meža veģetāciju un veicina neraksturīgu sugu (nezāļu, adventīvu, ruderālu u.c.) ieviešanos. Kailcirtes un to atjaunošana ar vienvecuma audzi negatīvi ietekmē vairākas piepju un neporaino afiloforu rindas sēņu sugas (gludā baltene *Antordia lenis* (sin. *Skeletocutis lenis*), lapkoku svečtursēne *Artomyces pyxidatus* (*Clavicornia pyxidata*), ziemeļu klimakociste *Climacocystis borealis*, parastā lazdupiepe *Dichomitus campestris*, zaļganā smalkpiepīte *Gelatoporia pannocincta*, ozolu spulgpiepe *Inocutis dryophila* (sin. *Inonotus dryophilus*), apšu spulgpiepe *Inocutis rheades* (sin. *Inonotus rheades*), šokolādes jungūnija *Junghuhnia collabens*, spožā jungūnija *Junghuhnia nitida*, maigā mīkstpiepe *Leptoporus mollis*, biezā slāņpiepe *Perenniporia subacida*, šveinica filcene *Phaeolus schweinitzii*, brūnā cietpiepe *Phellinus ferruginosus*, egļu cietpiepe *Porodaedalea chrysoloma* (sin. *Phellinus chrysoloma*), pilienu mīkstpiepe *Postia guttulata*, mainīgā mīkstpiepe *Postia leucomallella*, kastaņbrūnā katiņpiepe *Polyporus badius*, liesmainā egļpiepe *Pycnoporellus fulgens*, sārtā mīkstpiepe *Rhodontia placenta* (sin. *Oligoporus placentus*), melnējošā cietpore *Rigidoporus crocatus*, sniegbaltā baltene *Skeletocutis nivea*, smirdīgā baltene *Skeletocutis odora*, zvaigžņu baltene *Skeletocutis stellae* *Dentipellis fragilis*, *Phlebia centrifuga*, kā arī sarkanajā grāmatā ierakstītās sarainā rūssassēne *Asterodon ferruginosus*, koraļļu dižadatene *Hericium coralloides*, plaisājošā rūtaine *Xylobolus frustulatus*, parastā aknene *Fistulina hepatica*, rožainā piepe *Fomitopsis rosea*, lakas plakanpiepe *Ganoderma lucidum*, daivainā čemurene *Grifola frondosa*, košā zeltspore *Hapalopilus croceus*, laškrāsas zeltspore *Erastia salmonicolor* (sin. *Hapalopilus salmanicolor*), tumšbrūna cietpiepe *Phellinus ferrugineofuscus*, melnsvītras cietpiepe *Phellinus nigrolimitatus*).

Atmirušās koksnes izvākšana no meža (kailcirtes, kopšanas un sanitārās cirtes) samazina piemērota substrāta daudzumu sugām, kas attīstās uz nedzīvas koksnes. Lielai daļai sugu ir būtiska dažādas trupējuma pakāpes kritalu nepārtrauktā pieejamība, kas līdz ar atmirušās koksnes izvākšanu tiek samazināta. Vairākām piepju sugām nepieciešami liela diametra atmirušie stumbri, jo tie lēnāk sadalās un spēj ilgstoši nodrošināt stabilu mikroklimatu, kas ir būtisks sēņu micēlija attīstībai. Arī vecu liela diametra celmu izvākšana negatīvi ietekmē dažu piepju sugu populācijas. Pēc literatūras analīzes, ko veica somu zinātnieki Junninen & Komonen (2011) var secināt ka a) koki ar diametru lielāku par 30 cm ir vērtīgāki no daudzveidības aspekta; b) vislielākā sugu daudzveidība ir uz koksnes vidējā sadalīšanās pakāpē, ja salīdzina ar sadalīšanās sākumstadiju vai satrūdējušu koksni (kaut gan retas sugas bieži vien ir atkarīgas tieši no stipri trupējušās koksnes); c) viens liels meža masīvs (20 ha un vairāk) ir nozīmīgāks no daudzveidības viedokļa sēņu sugu saglabāšanai nekā vairākas mazas audzes ar līdzīgu kopējo platību; d) retas piepju sugas vairāk sastopamas mežos, kur ir daudz dažāda veida atmirušās koksnes (ne mazāk kā 20 m³/ha), it īpaši lielo dimensiju kritalas; e) sugu daudzveidību stipri

ietekmē substrāta daudzveidība. No atmirušās koksnes, it īpaši liela diametra kritalu un sausokņu, un tās nepārtrauktas pieejamības ir atkarīgas vairākas sēņu sugas, piemēram, gludā baltene *Antordia lenis*, lapkoku svečtursēne *Artomyces pyxidatus*, ziemeļu klimakociste *Climacocystis borealis*, *Dentipellis fragilis*, parastā lazdupiepe *Dichomitus campestris*, zaļganā smalkpiepīte *Gelatoporia pannocincta*, driādu spulgpiepe *Inonotus dryadeus*, šokolādes jungūnija *Junghuhnia collabens*, spožā jungūnija *Junghuhnia nitida*, maigā mīkstpiepe *Leptoporus mollis*, biezā slāņpiepe *Perenniporia subacida*, Šveinica filcene *Phaeolus schweinitzii*, brūnā cietpiepe *Phellinus ferruginosus*, *Phlebia centrifuga*, egļu cietpiepe *Porodaedalea chrysoloma*, pilienu mīkstpiepe *Postia guttulata*, mainīgā mīkstpiepe *Postia leucomallella*, kastaņbrūnā katiņpiepe *Polyporus badius*, liesmainā egļpiepe *Pycnoporellus fulgens*, sārtā mīkstpiepe *Rhodontia placenta*, melnējošā cietpore *Rigidoporus crocatus*, sniegbaltā baltene *Skeletocutis nivea*, smirdīgā baltene *Skeletocutis odora*, zvaigžņu baltene *Skeletocutis stellae*, kā arī sarkanajā grāmatā ierakstītas sarainā rūsassēne *Asterodon ferruginosus*, rožainā piepe *Fomitopsis rosea*, lakas plakanpiepe *Ganoderma lucidum*, košā zeltspore *Hapalopilus croceus*, laškrāsas zeltspore *Erastia salmonicolor*, tumšbrūna cietpiepe *Phellinus ferrugineofuscus*, melnsvītras cietpiepe *Phellinus nigrolimitatus*, koraļļu dižadatene *Hericium coralloides*, plaisājošā rūtainē *Xylobolus frustulatus*.

Veco koku izciršana samazina substrāta pieejamību vairākām piepju sugām. Piemēram, veco ozolu nozāgēšana ne tikai mežos, bet arī parkos un citos apstādījumos apdraud parasto akneni *Fistulina hepatica*, daivaino čemurieni *Grifola frondosa*, driādu spulgpiepi *Inonotus dryadeus*, ozolu spulgpiepi *Inocutis dryophila* un plaisājošo rūtaini *Xylobolus frustulatus*, veco priežu mežu izciršana verētu apdraudēt Šveinica filceni *Phaeolus schweinitzii*, bet veco egļu mežu izciršana – egļu cietpiepi *Porodaedalea chrysoloma*. Vecu lazdu izciršana izraisa substrāta trūkumu parastajai lazdupiepei *Dichomitus campestris*, spožajai jungūnijai *Junghuhnia nitida*, kā arī *Dentipellis fragilis*. Veco apšu mežu izciršana tiešā veidā var apdraudēt zaļgano smalkpiepīti *Gelatoporia pannocincta*, krāšņo sarenī *Corioloropsis trogii*, apšu spulgpiepi *Inocutis rheades*, izstiepto sierpiepi *Aurantiporus fissilis*.

Platlapju mežu platības samazināšanās (to vietā izveidojas bērzu vai egļu audzes) izraisa dzīvotņu izzušanu vairākām piepju sugām, kuras ir ekoloģiski atkarīgas no platlapju koku sugām. Tas apdraud arī citas sēņu grupas, piemēram, mikorizas sēnes, kuras veido simbiotiskas attiecības tikai ar platlapju kokiem, vai saprofītiem, kas piedalās platlapju mežiem raksturīgā humusa veidošanā. Platlapju meži ir dabisks biotops vairākām piepju un afitoforu sēņu sugām, tādām kā parastā datronija *Datronia mollis*, parastā lazdupiepe *Dichomitus campestris*, parastā zeltspore *Hapalopilus rutilans*, driādu spulgpiepe *Inonotus dryadeus*, ozolu spulgpiepe *Inocutis dryophila*, spožā jungūnija *Junghuhnia nitida*, brūnā cietpiepe *Phellinus ferruginosus*, kastaņbrūnā katiņpiepe *Polyporus badius*, čemurainā katiņpiepe *Polyporus umbellatus*, sniegbaltā baltene *Skeletocutis nivea*. Ar platlapju mežiem ir saistītas vairākas retas un ļoti retas sēņu sugas, tādas kā parastā aknene *Fistulina hepatica*, lakas plakanpiepe *Ganoderma lucidum*, daivainā čemurene *Grifola frondosa*, košā zeltspore *Hapalopilus croceus*, Elija mušmire *Amanita eliae*, pārslainā beka *Boletus luridiformis*, velna beka *Boletus satanas*, ēnainā jumtene *Pluteus umbrosus*, vēdekļa sārtaine *Rhodotus palmatus*, sarkanā samtbeka *Xerocomus rubellus*, sakņkāta kserula *Xerula radicata*, daudzveidīgā ksilārija *Xylaria polymorpha* (Berg et al., 2002; Junninen and Kommonen, 2011; Suško, 1997, Latvijas daba, 2014; Sēnes.lv 2014).

4.2.2. Likumi piepju sugām nepieciešamo biotopu aizsardzībai

Pēc 1992. gada Konvencijas par Bioloģisko daudzveidību pasaulē, tostarp arī Latvijā tika pieņemti vairāki likumi, kas nodrošinātu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu. Latvijā tas ir „Meža likums”, „Sugu un biotopu aizsardzības likums” un „Aizsargjoslu likums”.

Kā nosaka Meža likuma 1. pants, šī likuma mērķis ir veicināt meža ekonomiski, ekoloģiski un sociāli ilgtspējīgu apsaimniekošanu un izmantošanu. Ne retāk kā reizi piecos gados ar likumu ir noteikta ziņojuma sagatavošana par meža kapitālvērtības izvērtējumu, bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu meža vidē un sabiedrības un meža īpašnieku interešu ievērošanu meža sociālo vērtību izmantošanā (meža likuma 4.4. pants). Ar meža aizsardzību saistīti arī citi meža likuma panti: 35. 36. un 37.

Cērtot kokus, jā saglabā visu apaugumu ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju) (MK noteikumu Nr. 935 XI nodaļas 56. punkts, izdoti saskaņā ar Meža likuma 25. pantu un Aizsargjoslu likuma 36. panta 4. daļas 2. punktu). Ir daudzas piepju sugas, kurām nepieciešams paaugstināts mitrums un pastāvīgs mikroklimats. Saglabājot apaugumu ap avotiem, avoksnājiem un mikroieplakās, šāds mitrums tiek nodrošināts ne tikai konkrētajās vietās, bet arī tuvākajā apkārtnē.

Par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu kopšanas cirtē saglabā meža tipiēm atbilstošu lapu koku sugu piemistrojumu vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva (MK noteikumu Nr. 935 XI nodaļas 62. punkts). Uz lapu koku un skujkoku koksnes attīstās atšķirīgas sēņu sugas (Junninen, Komonen 2011). Kā norāda Lohmus (2011), lapu koku piemistrojums palielina substrāta pieejamību un palielina sēņu sugu skaitu.

MK noteikumu Nr. 935 XI nodaļas 60. punktā atzīmēts, ka galvenās un kopšanas cirtes laikā pēc iespējas jā saglabā vietējo sugu pameža kokus un krūmus. Citviet veiktos pētījumos konstatēts, ka sēņu sugu attīstībai nozīmīgs ir mitrums un vienmērīgs mikroklimats (Muller *et al.* 2007; Olsson *et al.* 2011). Atstājot dabisko pamežu tiek samazināta iespēja izžūt sēņu kolonizētajam substrātam (mirušajai koksnei), tādējādi nodrošinot vienmērīgu mitrumu.

MK noteikumu Nr. 935 XI nodaļas 63. punktā minēts, ka kokmateriālus pieved tā, lai nebojātu kritušus vai stāvošus sausus kokus, kas resnāki par 50 centimetriem. Ja, nešķērsojot saglabājamo kritušo sauso koku, treilēšanas ceļu nav iespējams izveidot, kritušo sauso koku saudzīgi pārvieto. Jāpiebilst, ka būtu jā saglabā ne tikai tie kritušie un sausie koki, kuru diametrs ir lielāks par 50 cm, bet arī tādi, kam diametrs lielāks par 30 cm), jo šāda diametra koki ir biežāk sastopami un var būt piemērots substrāts daudzu koksni kolonizējošo sēņu sugu attīstībai.

Kailcirte aizliegta meža puduros (meža platība, kura mazāka par hektāru un kura atrodas vismaz 500 metru attālumā no citas meža platības, kas lielāka par hektāru). Cērtot kokus, saglabā pamežu tādā apjomā, kas netraucē darba aizsardzības prasību ievērošanu, meža atjaunošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu (MK noteikumi Nr 935, XI nodaļa, 65.1 punkts).

MK noteikumu Nr. 935 “Noteikumi par koku ciršanu mežā” XI nodaļas 55. punkts nosaka: “Ja cirmā ir sausi koki, tos cērtot, saglabā vismaz četrus (rēķinot uz cirmsas hektāru) resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem.” Piepju sugu daudzveidība ir cieši saistīta ar atmirušās koksnes daudzumu mežā (Jonsson *et al.* 2005), jo, kā parāda Somijā veikti pētījumi, 93% piepju sugu attīstās mirušā koksne, bet 16% - dzīvos kokos (Junninen, Komonen 2011). Latvijas Valsts mežzinātnes institūta “Silava” (LVMI Silava) veiktajā mežu monitoringā (Jansons 2010) konstatēts, ka Latvijā uz vienu hektāru ir vidēji 17,7

m³ mirušās koksnes (egļu mežos vidēji 10,2 m³/ha). Somijā savukārt noskaidrots, ka audzēs, kurās mirušās koksnes ir mazāk nekā 20 m³/ha, daudzas piepju sugas, tajā skaitā arī retas un aizsargājamas, nav sastopamas (Penttilä *et al.* 2004). Lai arī dažas sugas spēj izplatīties lielos attālumos (*H. annosum* sporas var izplatīties 500 km attālumā no augļķermeņa (Kallio 1970)), tomēr lai micēlijs spētu attīstīties un veidot augļķermeņus, ir nepieciešamas divas sporas uz vienas kritalas. Jāpiebilst, ka starp sēņu sugām notiek konkurence un lielāka iespēja attīstīties ir tad, ja substrātu kolonizē lielāks skaits sporu (Jonsson *et al.* 2005). Ja mirušās koksnes daudzums mežā ir ierobežots un ja kritalas atrodas lielos attālumos viena no otras, sēņu izplatīšanās ir apgrūtināta.

Kā apkopojuši somu pētnieki, (Junninen, Komonen 2011), lielākā sēņu sastopamība un sugu skaits ir uz kritālām, bet sēņu sugas, kas atrodamas uz sausokņiem, parasti ir bieži sastopamas un konstatējamas arī uz kritālām. Latvijas likumdošanā nav konkrēti noteikts, kāda veida atmirusi koksne jāatstāj, tādējādi, atstājot sausokņus vai stumbeņus, netiek nodrošināti optimāli apstākļi lielākai piepju sugu daudzveidībai.

MK noteikumos Nr. 935 minēts, ka primāri mežā jāatstāj tāda mirusi koksne, kuras diametrs 1,3 m augstumā lielāks par 50 cm. Arī iepriekš veikti pētījumi apstiprina, ka lielāka sēņu sugu sastopamība ir uz lielāka diametra kritālām (Lindhe *et al.* 2004; Jonsson *et al.* 2005). Sēņu sugas, kuras kolonizē tikai liela diametra kritalas, konstatējamas uz koksnes, kura ir lielāka nekā 20-30 cm diametrā (Junninen, Komonen 2011). Tāpat normatīvajos dokumentos netiek precizēts, kādā stāvoklī jābūt mirušajai koksnei. Reto un aizsargājamo piepju sugu attīstībai ir būtiska stipri sadalījusies koksne, bet lielāks sugu skaits kolonizē daļēji sadalījušos koksni (Junninen, Komonen 2011), tādēļ būtu jānodrošina, lai mežaudzē ir mirusi koksne dažādās sadalīšanās pakāpēs.

MK noteikumu Nr. 935 IV nodaļas 15. punkts nosaka, ka kailcirtes platība var sasniegt 2-10 ha, atkarībā no meža tipa, turklāt kailcirti var veidot, ja piegulošā atjaunotā mežaudze sasniegusi 3 gadu vecumu (MK noteikumu Nr. 935 V nodaļas 20. punkts). Attālumam starp divām cirstmām jābūt vismaz 90 m (MK noteikumu Nr. 935 V nodaļas 23. punkts). Jāatzīmē, ka trīs gadus pēc audzes atjaunošanas tai blakus var veidot jaunu cirstu, tādā veidā palielinot vienlaidu platību, kas nav labvēlīga piepju attīstībai. Šī platība atkarībā no meža tipa var sasniegt 20 ha. Kā norāda igauņu pētnieki, piepju sugu skaits audzē sāk palielināties tikai 20 gadus pēc kailcirtes (Lohmus 2011).

MK noteikumi Nr. 308 "Meža atjaunošanas, meža ieaudzēšanas un plantāciju meža noteikumi", kas izdoti saskaņā ar Meža likuma 25. pantu, nosaka, ka atjaunotu jaunaudzi izkopj ne vēlāk kā 10 (skujkokiem) vai piecu (lapu kokiem) gadu laikā kopš atjaunošanas (2.3. nodaļas 9. punkts). Salīdzinot dabiski atjaunojušās audzes ar tādām, kuras atjaunotas stādot, konstatēts, ka stādītā mežā sēņu sugu sabiedrības ir vienveidīgākas. Aprēķināts, ka audzes kopšana samazina sastopamo piepju sugu skaitu vidēji par 15%, turklāt stādītajās audzēs pēc kopšanas sastopamo sugu skaits samazinās vēl par 9-22%, salīdzinot ar dabiski atjaunotām audzēm (Lohmus 2011). No piepju sugu daudzveidības viedokļa būtu vēlams ļaut audzēm atjaunoties dabiski, kopšanu veikt reti vai neveikt nemaz. Samazinot kopšanas cirtes skaitu, tiktu ierobežota arī sakņu trupi izraisošās sēnes *Heterobasidion annosum* s.l. izplatība.

Lai sasniegtu lielāku sēņu sugu, tai skaitā piepju, daudzveidību, mežā būtu jāatstāj lielāks daudzums mirušās koksnes (it īpaši kritalu) dažādās sadalīšanās pakāpēs un ar pēc iespējas lielāku diametru. Tomēr, atstājot mežā lielu daudzumu mirušās koksnes, (it īpaši egles koksnes), pastāv lielāks risks koku inficēšanai ar patogēnām sēnēm, kā arī bar tikt veicināta kukaiņu masveida savairošanās (Weslien and Schroeder, 1999; Stivriņa *et al.*, 2010).

Aizsargjoslu likums – šā likuma objekts ir dažādu veidu aizsargjoslas, aizsargzonas, aizsardzības joslas, kas noteiktas likumos un citos normatīvajos aktos. Vides un dabas resursu aizsardzības

aizsargjoslas tiek noteiktas ap objektiem un teritorijām, kas ir nozīmīgas no vides un dabas resursu aizsardzības un racionālas izmantošanas viedokļa. To galvenais uzdevums ir samazināt vai novērst antropogēnās negatīvās iedarbības ietekmi uz objektiem, kuriem noteiktas aizsargjoslas. 6. un 36. panti – Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjosla, kas nodrošina kāpu biotopu aizsardzību un nosaka cilvēka darbības ierobežojumus; 7. un 37. panti – Virszemes ūdensobjektu aizsargjoslas, kas nodrošina piesārņojuma negatīvās ietekmes samazināšanu uz ūdens ekosistēmām, erozijas procesu samazināšanu, saimnieciskās darbības ierobežošanu applūstošajās teritorijās, kā arī apvidum raksturīgo ainavu saglabāšanu. 7¹. pants – Aizsargjoslas ap purviem, kas nodrošina bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu un mitruma režīma stabilizēšanu meža un purvu saskares (pārejas) zonā.

Aizsargjoslu likuma 37. panta 4. punkta 1. apakšpunktā noteikts, ka krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts veikt galveno cirti, izņemot ārkārtas situācijas, vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu seku likvidēšanai. Šis apakšpunkts ir daļēji pretrunā ar piepju sugu dabas aizsardzības prasībām, jo vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu rezultātā palielinās mirušās koksnes apjomi, kas nodrošina lielāku substrāta pieejamību piepju sugām.

Aizsargjoslu likuma 37. panta 4. punkta 3. apakšpunkts savukārt aizliedz kurt ugunsiskus ārpus šim nolūkam iekārtotām vietām, izņemot gadījumus, kad jāiznīcina sausie, vēja izgāztie vai lauztie koki un slimību inficētie vai kaitēkļu invadētie materiāli. Arī šis, tāpat kā 4.1. apakšpunkts samazina mirušās koksnes apjomus audzē, tādējādi samazinot pieejamo substrātu piepju sugu attīstībai. Protams, jāņem vērā arī risks, mirušajai koksnei tikt inficētai ar slimībām vai masveidīgi invadētai ar kaitēkļiem ja tā ir lielos apjomos mazā teritorijā.

Sugu un biotopu aizsardzības likums – šī likuma mērķis ir nodrošināt bioloģisko daudzveidību, saglabājot faunu, floru un biotopus; regulēt sugu un biotopu aizsardzību, apsaimniekošanu un uzraudzību; veicināt populāciju un biotopu saglabāšanu atbilstoši ekonomiskajiem un sociālajiem priekšnoteikumiem, kā arī kultūrvēsturiskajām tradīcijām; regulēt īpaši aizsargājamo sugu un biotopu noteikšanas kārtību.

Īpaši aizsargājamo biotopu veidu saraksts: grīņi, lapkoku meži ar parasto skābardi *Carpinus betulus*; primārie meži (mežs, kas izveidojies dabiskā veidā pēc augsnes izveidošanās un kurā nav notikusi mežsaimnieciskā darbība) upju meandru lokos; jaukti ozolu, gību un ošu meži gar lielām upēm, veci jaukti platlapju meži*, mežainas piejūras kāpas, nogāžu un gravu meži*, ozolu meži, aluviāli krastmalu un palieņu meži*; piejūras zemienes smiltāju līdzenumu sausi virsāji; skujkoku meži uz osveida reljefa formām; staignāju meži*; veci vai dabiski boreāli meži*; veci un dabiski purvaini meži*.
(* - Latvijā sastopamo Eiropas Savienības prioritāro biotopu sarakstā).

Sugu un biotopu aizsardzības likuma 12. pants nosaka, ka īpaši aizsargājamās sēņu sugas aizliegts lasīt, izrakt, izpostīt to dzīvotnes, kolekcionēt, transportēt, dāvināt, pārdot, mainīt un piedāvāt pārdošanai vai apmaiņai.

Noteikumi par mikroliegumu izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību, to aizsardzību, kā arī mikroliegumu un to buferzonu noteikšanu.

Īpaši aizsargājamās sēņu sugas, kuru aizsardzībai var izveidot mikroliegumus: melnsvītras cietpiepe (*Phellinus nigrolimitatus*), rožaina piepe (*Fomitopsis rosea*), lakas plakanpiepe (*Ganoderma lucidum*), sarainā rūssassēne (*Asterodon ferruginosus*), plaisājošā rūtaine (*Xylobolus frustulatus*), parazītiskā samtbeka (*Xerocomus parasiticus*), vēdekļa sārtaine (*Rhodotus palmatus*); milzu skropstzvaigzne (*Trichaster melanocephalus*), kāpu tintene (*Coprinus dunarum*), košā zeltspore (*Hapalopilus croceus*), Hadriāna zemestauki (*Phallus hadriani*), melnā zvīnbeka (*Strobilomyces floccopus*). Mikroliegumu platības īpaši aizsargājamo sēņu sugu saglabāšanai nosaka atbilstoši šo sugu dzīvotnēm un biotopu atrašanās vietas platībai 0,1–30 hektāru robežās. Mikroliegumos, kas izveidoti

sēņu sugu aizsardzībai, aizliegta jebkāda veida darbība, kas ir pretrunā ar mikrolieguma izveidošanas mērķiem un uzdevumiem, iznīcina vai traucē attiecīgo īpaši aizsargājamo sugu, bojā vai iznīcina tās dzīvotni, bojā vai iznīcina īpaši aizsargājamo biotopu, negatīvi ietekmē ekosistēmas struktūru, tai skaitā darbības, kas izraisa pazemes ūdeņu, gruntsūdeņu un virszemes ūdeņu līmeņa maiņu (arī meliorācija), izņemot gadījumus, ja ūdens līmeņa maiņa nepieciešama sugas vai biotopa uzturēšanai; būvniecības darbi, ceļu, elektropārvades un citu lineāro komunikāciju ierīkošana bez Dabas aizsardzības pārvaldes rakstiskas atļaujas; darbības, kas izraisa augsnes eroziju; derīgo izrakteņu ieguve; mežsaimnieciskā darbība, izņemot meža ugunsdzēsības un ugunsdrošības pasākumus, kā arī īpaši aizsargājamās sugas dzīvotņu vai biotopa uzturēšanas vai atjaunošanas pasākumus, tai skaitā eksperta atzītas citas ar meža apsaimniekošanu saistītas darbības pēc Dabas aizsardzības pārvaldes rakstiskas atļaujas saņemšanas; minerālmēslu, pesticīdu un bīstamo ķīmisko vielu lietošana; darbības, kuru rezultātā mainās zemes lietošanas kategorija, izņemot gadījumus, ja tās nepieciešamas īpaši aizsargājamās sugas dzīvotņu vai biotopa uzturēšanai vai atjaunošanai pēc Dabas aizsardzības pārvaldes rakstiskas atļaujas saņemšanas; grunts uzbēršana, zemes virskārtas nostumšana. Mikroliegumus apsaimnieko, lai nodrošinātu labvēlīgu aizsardzības stāvokli tām sugām vai biotopiem, kam izveidots mikroliegums.

Kopumā pastāvošā likumdošana nodrošina sēņu un piepju daudzveidības saglabāšanu, lai gan Latvijā ir veikts ļoti maz pētījumu par reto un aizsargājamo piepju sastopamību. Dažreiz dabas aizsardzības prasības var būt pretrunā pasākumiem lai nodrošinātu meža veselību. Kā piemēru, var minēt svaigu egles koksni (izgāztie koki vai svaigi zāgētas ciršanas atliekas), kas inficētas ar *Heterobasidion annosum* s.l., kuru atstāšana mežā veicina sakņu piepes attīstību (Müller et al., 2007; Stivriņa et al., 2010). Šajā gadījumā iesaka egles koksnes vietā mežā atstāt, piemēram, priedes koksni.

Literatūra

1. Berg, Å., Gärdenfords, U., Hillingbäck, T., and Noren, M. 2002. Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – analysis of data from a national survey. *Biodiversity and conservation* 11: 1479 – 1503.
2. Gonthier, P. and Nicolotti, G. 2013. Infectious forest diseases. CAB International, Wallingford, UK, 641 pp.
3. Jansons J. 2010. Latvijas mežu resursu statistiskā inventarizācija, I cikla rezultāti <http://www.silava.lv/23/section.aspx/View/119>.
4. Jonnson B.G., Kruys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. *Silva Fennica*, 39 (2): 289-309.
5. Junninen K., Komonen A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation*, 144(1): 11-20.
6. Junninen, K., Similä, M., Kouki, J., and Kotiranta, H. 2006. Assemblages of wood-inhabiting fungi along the gradients of succession and naturalness in boreal pine-dominated forests in Fennoscandia. *Ecography* 29(1): 75-83.
7. Kallio T. 1970. Aerial distribution of the root-rot fungus *Fomes annosus* (Fr.) Cooke in Finland. *Acta Forestalia Fennica*, 107: 1-55.
8. Latvijas daba. 2014. Sēnes <http://www.latvijasdaba.lv/senes/> (citēts 01.09.2014.)
9. Lindhe A., Åsenblad N., Toresson H.-G. 2004. Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak – nine years of saproxylic fungi succession. *Biological Conservation*, 119(4): 443-454.

10. Lõhmus A. 2011. Silviculture as a disturbance regime: the effects of clear-cutting, planting and thinning on polypore communities in mixed forests. *Journal of Forest Research*, 16(3): 194-202.
11. Müller M. M., Heinonen J., Korhonen K. 2007. Occurrence of *Heterobasidion* basidiocarps on cull pieces of Norway spruce left on cutting areas and in mature spruce stands. *European Journal of Forest Pathology*, 37: 374-386.
12. Olsson J., Jonsson B.G., Hjältén J., Ericson L. 2011. Addition of coarse woody debris – The early fungal succession on *Picea abies* logs in managed forests and reserves. *Biological Conservation*, 144(3): 1100-1110.
13. Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation*, 117(3): 271-283.
14. Sēnes.lv.2014. Latvijas Sarkanā grāmata. Aizsargājamo sugu saraksts. http://www.senes.lv/Sugu_aizsardziba_vispar.htm#Latvijas%20Sarkana%20gramata (citēts 01.09.2014.)
15. Stivriņa, B., Kenigsvalde, K., Korhonen, K. and Gaitnieks, T., 2010. Lielo dimensiju ciršanas atlieku ietekme uz *Heterobasidion* spp. infekcijas izplatību. *Mežzinātne* 22(55): 88-102.
16. Suško, 1997. Latvijas dabiskie meži. WWF Latvijas programmas birojs, Rīga, 180 lpp.
17. Weslien, J. and Schroeder. M. L. 1999. Population levels of bark beetles and associated insects in managed and unmanaged spruce stands. *Forest Ecology and Management* 115(2-3): 267-275.
18. Woodward, S., Stenlid, J., Karjalainen, R. and Hüttermann, A. (ed.) 1998. *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. CAB International, Wallingford, UK, 589 p.

4.3. Epifītiskās sūnas un ķērpji

4.3.1. Saglabājamo struktūru nozīme apsaimniekotos mežos

Viens no veidiem, kā saglabāt dabas daudzveidību apsaimniekotos mežos, ir saistīts ar florai un faunai svarīgo koku (atstāto koku, ekoloģisko koku, saglabāto struktūru) atstāšanu pēc kokmateriālu ieguves (Franklin et al. 1997). Galvenais mērķis dotajai rīcībai ir samazināt koksnes izvākšanas intensitāti ciršanas laikā un bagātināt apsaimniekotu meža ainavu ar dabiskam mežam raksturīgām struktūrām (Gustafsson et al. 2010). Tas var izpausties vairākos veidos – atstājot atsevišķus dzīvus kokus, mirušo koksni (kritušus, nolauztus vai stāvošus kokus izcirtumos), saglabājot avotiem, mikroieplakām un avoksnājiem apkārt esošo veģētāciju, bioloģiski vērtīgas mežaudzes, atsevišķus meža pudurus un neizcērtot turpmāk ekoloģiskos kokus. Svarīgi atzīmēt, ka saglabājamās struktūras ir kritiski elementi daudzu sūnu un ķērpju sugu sastopamībai (Snäll et al. 2003, Mežaka et al. 2008).

Literatūrā aprakstīts, ka atsevišķu koku saglabāšanai ir trīs galvenās nozīmes. Pirmkārt, atstātie koki veido nosacītu „glābšanas laivu” sugām, kuras bija sastopamas mežaudzē pirms saimnieciskās darbības un joprojām saglabājušās uz atstātajiem substrātiem. Rezultātā daļai no dzīvajiem organismiem saglabājas dzīves vide, eksistē labāki mikroklimatiskie apstākļi nekā blakus esošajā izcirtuma daļā, un sugu pastāvēšana tiek veicināta ilgtermiņā (Franklin et al. 1997). Lai to sasniegtu,

sugām ir jāizdzīvo uzreiz pēc mežsaimnieciskās darbības un jāspēj pastāvēt, līdz apkārtējie apstākļi uzlabosies, lai sugas spētu izplatīties; tas var aizņemt vairākās dekādes (Dynesius un Hylander 2007).

Otrkārt, ekoloģiskie koki veicina lielāku strukturālo dažādību vidē. Tas ir svarīgi sugām, kuras kolonizē šo substrātu vai jauno mežaudzi pēc saimnieciskās darbības (Rosenvald un Löhmus 2008). Turpmāk ir sagaidāms, ka mežaudzē palielinās liela izmēra dzīvo koku, sauso koku un kritalu skaits, kas ir nozīmīgi daudziem retiem ķērpjiem un sūnaugiem (Franklin et al. 1997).

Treškārt, saglabājamās struktūras palielina sugu izplatības iespējas ainavas mērogā (Franklin et al. 1997). Individīdi vai to vairošanās daļas spēj izmantot ekoloģiskos kokus, lai veiksmīgi pārvietotos uz citām teritorijām (Rosenvald un Löhmus 2008). Apkopojot iepriekš rakstīto, var secināt, ka pirmie divi mērķi ("glābšanas laivas" nozīme un struktūru bagātības veicināšana) ir saistīti ar lokālo sugu daudzveidību. Savukārt trešā funkcija vairāk veicina sugu izplatību plašākā mērogā (Rosenvald un Löhmus 2008).

Neskatoties uz to, ka koku saglabāšanas sistēma mežsaimniecībā pastāv ilgu laiku un piemērota lielās platībās, tostarp visā Eiropā (Franklin et al. 1997), maz ir zināms par tās pozitīvo ietekmi uz bioloģisko daudzveidību (Lundström et al. 2013). Īpaši trūkst pētījumu par ilglaicīgu atstāto koku nozīmi uz dažādām taksonomiskajām grupām, jo tas prasa ilgtermiņa monitoringu (Rudolphi un Gustafsson 2011, Perhans et al. 2007).

Lielākoties pētījumi ir par atsevišķu struktūrelementu (lapu koku, skujkoku, mirušu koku) nozīmi uz dažādām taksonomiskajām grupām. Pārsvarā tiek apskatīti divi jautājumi: 1) Cik labi pēc izciršanas atstātie koki saglabā īpašības, kas tiem bija raksturīgas pirms mežsaimnieciskās darbības? 2) Cik lielā mērā šādas struktūras maina ekoloģiskos apstākļus kailcirtē salīdzinājumā ar vietām, kur visi koki tiek nocirsti (Gustafsson et al. 2010). Lai arī atstātās struktūras veido efektīvas dzīves vietas dažām taksonomiskajām grupām (Rosenvald un Löhmus 2008), tai pašā laikā atstāto koku nozīmīgums variē starp ķērpju un sūnu sugu grupu (Perhans et al. 2009).

Nepārprotami ciešā saistībā ar atstātajiem kokiem ir epifīti (gan ķērpju, gan sūnu sugas), jo saglabātās struktūras veido substrātu, kas nav sastopams apkārt esošajā izcirtumā. Daži autori min sūnas un ķērpjus kā vispiemērotāko sugu grupu, lai novērtētu izcirtumos atstāto koku nozīmi (Rosenvald un Löhmus 2008). Tai pašā laikā, mežsaimnieciskā darbība rada ietekmi uz esošo veģetāciju un veicina mikroklimatisko apstākļu izmaiņas (Brosofske et al. 1997), kas ietekmē sūnu un ķērpju floru (Suško 1998). Turpmāk tekstā apskatīts, cik lielā mērā ekoloģiskie koki var pildīt savas funkcijas, aplūkojot sūnu un ķērpju grupu.

Substrāts un sūnu sugas

Epifītiskās sūnas

Sūnu sugām, kas aug uz dzīviem kokiem, nozīmīgs faktors ir koka diametrs un vecums, kas bieži vien ir saistīti savā starpā (Snäll et al. 2003). Koka virsmai palielinoties, pieaug dzīvotņu skaits epifītiem. Vecākiem kokiem mainās fizikālās un ķīmiskās īpašības (koka mizas pH, koka kreves dziļums, mizas biežums un mizas raupjums) (Barkman 1958) – tādējādi palielinot substrāta heterogenitāti un veicinot jaunu sugu kolonizēšanās iespējas. Kopumā lielāku sugu daudzveidību uz veciem lieliem kokiem skaidro trīs faktori – koka izmērs, laika posms kolonizēšanās iespējām, dzīvotnes kvalitāte (Snäll et al. 2003). Liela diametra un veci koki veidojas ilgā laika posmā, līdz ar to šādas struktūras ir

reti sastopamas intensīvi apsaimniekotos mežos. Ir svarīgi veicināt šo struktūru attīstību, kas atbilst iepriekš aprakstītajiem kailcirtēs atstāto koku galvenajiem mērķiem (Franklin et al. 1997).

Ir arī pierādīts, ka epifītiskajiem sūnaugiem nozīmīgāki ir lapu koki nekā skujkoki (Mežaka un Znotiņa 2006). Tas skaidrojams ar lapu koku salīdzinoši bāziskās mizas īpašībām (Barkman 1958) un augstāku mitruma līmeni (Mills un Macdonald 2005) nekā skujkokiem. Lielāka lapu koku sugu daudzveidība (substrāta heterogenitāte) mežaudzē veido lielāku sūnu sugu bagātību (Madžule et al. 2012). Ir zināms, ka veci platlapji ir substrāts daudzām retām sugām. Piemēram, liela diametra apses var nodrošināt dažu retu sūnu sugu augšanu apsaimniekotos mežos (Vellak un Paal 1999). Protams, sūnu sugu sastopamību uz dzīviem kokiem noteiks arī apkārt esošie vides apstākļi – gaismas intensitāte, mitruma līmenis (Schofield 2001).

Epiksīlās sūnas un epigeiskās sūnas

Epiksīlo sūnu grupas ekoloģiskā saistība ar mirušo koksni ir dažāda. Liela nozīme ir kritālas sadalīšanās pakāpei. Koksnei sadaloties, notiek pakāpeniska sugu maiņa. Sākumā uz nokritušā koka kādu laiku saglabājas epifītiskās sūnu sugas, kuras nomaina epiksīlās sūnu sugas un uz pavisam satrudējušās koksnes raksturīgas zemsedzes sugas (Söderström 1988a). Daļa sugu saistīta tikai ar mirušo koksni un nespēj augt uz citiem substrātiem (Suško 1998). Lielāka sugu daudzveidība raksturīga uz vidēji sadalījušās koksnes, jo šāds substrāts uztur lielāku mitruma līmeni, kas ir svarīgi daudzām aknu sūnām (Rambo un Muir 1998). Kritālas vidējās sadalīšanās pakāpēs veido vairākas nišas sūnu sugām - substrātam vietām vairs nav saglabājusies miza, ir lielāks mitruma līmenis nekā nesadalījušajai koksnei (Kryuls et al. 1999). Svarīgi atzīmēt, ka epiksīlajām sugām nozīmīgas ir kritālas, kas atrodas uz zemes nevis sausokņi un augstie celmi (Suško 1998).

Nozīmīgs ir kritālas diametrs (Söderström 1988a). Lielāka izmēra mirusī koksne nodrošina lielāku virsmu jaunu sugu kolonizēšanai un veido piemērotu substrātu ilgāku laiku nekā maza izmēra mirusī koksne (Ódor un Standovár 2001, Ódor et al. 2006). Liela diametra kritālas sadalās lēnāk, tādejādi veidojot plašāku dzīvotņu skaitu, kā arī uztur lielāku mitruma pakāpi, kas ir nozīmīgi daudzām epiksīlajām aknu sūnām. Liela nozīme ir arī stabilam mikroklimatam, jo epiksīlās sūnu sugas pārsvarā ir aknu sūnas (Söderström 1988a).

Sūnu sugas ir vieni no pirmajiem kolonizatoriem uz augsnes. Daudzas zemsedzes sugas spēj augt vietās, kur nesen ir bijuši traucējumi (Schofield 2001). Turpretī ir sugas, kuras ir saistītas ar avotiem, patstāvīgi slapjām vietām. Tās ir pielāgojušās ēnainiem dzīves apstākļiem (Suško 1998). Lielāka zemsedzes sūnu sugu daudzveidība novērojama skujkoku mežos, jo lapu koku mežos daudzas sugas nomāc lapu nobiras (Schofield 2001).

Meža apsaimniekošanas ietekme uz sūnu floru

Epifītiskās sūnu sugas

Atstātie koki izcirtumā teorētiski veido atsevišķas dzīvotņu vietas epifītiskajām sūnu sugām. Nepārprotami, ka ekoloģisko koku esamība izcirtumos ir izteikti labāks variants nekā pilnīgi visu koku nociršana, tādejādi veicinot vismaz daļu no sūnu sugu floras saglabāšanas un jaunu sugu kolonizēšanos uz dzīvajiem kokiem (Oldén et al. 2014). Tomēr pētījumi lielākoties rāda, ka sūnaugu (lapu sūnas un aknu sūnas) izdzīvošana uz atstātajiem kokiem pirmajos gados pēc ciršanas darbiem mežaudzē ir

neliela (Perhans et al. 2009, Rosenvald un Lõhmus 2008). Jebkāda saimnieciskā darbība mežā (atsevišķu koku izvākšana, kailcirte) būtiski samazina gan kopējo sugu skaitu, gan kopējo segumu (Fenton et al. 2003), tai skaitā iekļaujot arī retas sugas un indikatorsugas (Jalonene un Vanha-Majamaa 2001). Tādā veidā norādot, ka epifītiskie sūnaugi ļoti jutīgi reaģē uz mežizstrādi (Snäll et al. 2003).

Strauja epifītisko sugu skaita un seguma samazināšanās skaidrojama ar mitruma un gaismas izmaiņām uz ekoloģiskajiem kokiem izcirtumos (Lõhmus et al. 2006). Pēc ciršanas darbiem izveidojušās mikroklimatiskās izmaiņas samazina sugu izdzīvošanas iespējas (Oldén et al. 2014). Pamatojot to, ka sūnas ir poikilohidri organismi, kas nozīmē, ka organismā ir tikpat daudz ūdens, cik apkārtējā vidē (Schofield 2001). Zinot to, ka sūnas uzņem barības vielas un ūdeni caur visu savu virsmu (Schofield 2001), daudzas sugas spēj pastāvēt un izplatīties, tikai pateicoties lielam nokrišņu daudzumam un mitrumam (Schofield 2001). Turklāt svarīgs ir arī nemainīgs mikroklimats un adekvāts noēnojums (Suško 1998, Gustafsson un Ericsson 1995). Izmaiņas, kas rodas pēc apkārtējo koku izciršanas, rada pilnīgi pretējus apstākļus dzīves vietām, kādos ir adaptējušās daudzas sūnu sugas (Suško 1998).

Visasāk mežsaimniecisko darbību izjūt aknu sūnas (Fenton et al. 2003). Tās ir īpaši jutīgas pret izmaiņām apkārtējā vidē (Hallinbäck and Hodgetts 2000, Söderström 1988b). Līdz ar to pirmajā gādā pēc ciršanas ir novērojama strauja šīs grupas indivīdu bojāeja (Jalonen un Vanha-Majamaa 2001).

Sūnaugu atbildes reakcija uz atstātajiem ekoloģiskajiem kokiem bieži vien saistīta ar konkrētās sugas dzīves formu, kas nosaka prasības pēc noteiktiem apkārtējiem vides apstākļiem (Oishi 2009). Ja skatās no šāda viedokļa, tad kopā ar aknu sūnām, sugas ar klājiena, pavedienvēda un vēdekļvēda formu ir vienas no jutīgākajām un tiek būtiski bojātas uz atstātajiem kokiem (Lõhmus et al. 2006). Minētās formas ir ēnmiļu sugas, kurām ir izklaidus dzinumi, kas var augt atstatus no substrāta (Schofield 2001). Kā piemērus varētu minēt tādas sūnu sugas kā *Homalia trichomanoides*, *Radula complanata*, *Brachythecium velutinum* (Lõhmus et al. 2006).

No otras puses, kā veiksmīga "glābšanas laivu" sugu grupa tiek minēta *Orthotrichum* ģints. Šis ģints sugas spēj veiksmīgi augt un attīstīties uz ekoloģiskajiem kokiem. To veicina ciņa veida dzīves forma, kas nozīmē, ka dzinumi aug starveidīgi no viena punkta, veidojot blīvu kupolveidīgu uzbūvi (Schofield 2001). Šādas augšanas formas priekšrocība ir veidot pietiekamus ūdens uzkrājumus un efektīvi izmantot gaismu. Tas savukārt ļauj sugām dominēt atklātās vietās, kā, piemēram, uz atsevišķi stāvošiem kokiem vai kokiem izcirtuma malā (Lõhmus et al. 2006). *Orthotrichum* ģints sugu atradņu skaits var pieaugt gandrīz divas reizes sešu gadu laikā pēc mežizstrādes (Perhans et al. 2009), tādējādi parādot, ka sugas spēj pielāgoties zemam mitruma līmenim (Lõhmus et al. 2006). Vēl kā pozitīvu piemēru var minēt sūnu sugu *Antitrichia curtipendula*, kura ir viena no dabisko mežu indikatorsugām (Suško 1998). Transplantācijas eksperimentā uz ekoloģiskajiem kokiem tā uzrādīja labus izdzīvošanas rezultātus, lai gan sākumā bija novērota vitalitātes samazināšanās, tā spēja ātri atgūties un saglabāties uz gandrīz visiem substrātiem pēc transplantēšanas (Hazell un Gustafsson 1999).

Apskatot kolonizēšanās iespējas, jāsecina, ka sūnu sugas nespēj pirmajos gados atkārtoti ieviesties izcirtumā. Tas tiek skaidrots ar to, ka, pirmkārt, pāris gadi ir pārāk mazs laiks, lai veidotos sūnu sugām piemērots mikroklimats, it īpaši daudzām aknu sūnām. Otrkārt, audzē nav piemērotu substrātu, kā mirusī koksne dažādās sadalīšanās pakāpēs. Treškārt, sūnas, kurām ir izteikti spēcīga veģetatīvās vairošanās sistēma, kolonizē ātrāk brīvās teritorijas un neļauj attīstīties daudzām citām sugām. Ceturtkārt, dotajā teritorijā nav atrodamas sūnu sugu dzīvotspējīgas izplatīšanās daļas (Fenton et al. 2003). Tas neļauj notikt kolonizēšanās procesam, kas ir viens no ekoloģisko koku pamatfunkcijām (Franklin et al. 1997).

Interesanti ir atzīmēt, ka pētījumā par Igaunijas atstāto koku nozīmi uz epifītu daudzveidību secināja, ka lielākie draudi ir tieši saimnieka koka bojāeja. Neraugoties uz mikroklimata izmaiņām, kas

pārsvārā samazina sūnu daudzveidību uz kokiem, lielāka varbūtība ir, ka ilgākā laika posmā populāciju dzīvotspēja būs atkarīga no paša koka izdzīvošanas. Tādejādi norādot, ka būtiska ir pašu koku atlase, pēc iespējas izvēloties labākos – ar lielāku potenciālu sugu izplatīšanai un jaunu sugu kolonizēšanai. Ieteicams ir izvēlēties kokus ar lielāku epifītu daudzveidību, pirms tiek veikti ciršanas darbi (Lõhmus un Lõhmus 2010).

Tiek minēts arī, ka liela nozīme ir koku raksturojošiem lielumiem kā diametrs. Uz kokiem ar lielāku diametru ir lielāka epifītu daudzveidība, līdz ar to lielāks sūnu un ķērpju sugu skaits izdzīvot, ja šādi koki paliktu izcirtumos. Maza diametra koki ir ar mazāku nozīmi epifītu pastāvēšanai, un to funkcija kā strukturālais bagātinājums mežaudzē tiek realizēta vienīgi pēc ilga laika posma (Rosenvald un Lõhmus 2008).

Zemsedzes un epiksīlās sūnu sugas

Pētījumos par zemsedzes un kritalu sūnām apskata atsevišķus meža pudurus, kas atstāti kailcirtēs. Tikpat labi to varētu attiecināt arī uz veģetāciju, kuru nedrīkst izcirst apkārt avotiem, avoksnājiem, mikroieplakām, ekoloģiskajiem kokiem. Literatūrā norādīts, ka pat koku grupas nespēj nodrošināt sugu daudzveidību, kas bija sastopama pirms ciršanas darbiem zem saglabātajiem substrātiem (Perhans et al. 2009, Jalonene un Vanha-Majamma 2001). Līdzīgi kā epifīti, visvairāk samazinās aknu sūnu sugu skaits un to segums (Perhans et al. 2009, Fenton et al. 2003). It īpaši šīs izmaiņas ir redzamas pirmajos trīs gados, ko rada mikroklimatiskās (Oldén et al. 2014). Nelielus bojājumus sūnu florai rada arī mežizstrādes tehnika un dzīvnieki, bet tas tiek novērots ļoti reti (Oldén et al. 2014). J.Jalonena un I.Vanha-Majamaa (2001) savā pētījumā min, ka pirmajā gadā pārsvārā izzūd ne tikai aknu sūnas, bet arī samazinās vēlo sukcesiju ģinšu sugu skaits kā *Mnium*, *Plagiomnium* un *Rhizomnium* spp. Lai arī daudzas sūnu sugas var pielāgoties izžūšanas periodiem, toties sūnu sugas, kas aug mitrās vietās un uz specifiskiem substrātiem (kritalas vēlinās sadalīšanās pakāpēs, akmeņi), tiek pakļautas ātrai izkalšanai. Ir zināms, ka pat sešu gadus pēc mežizstrādes netiek nodrošināti apstākļi, it īpaši, aknu sūnām, lai turpmāk būtu iespējama veiksmīga izplatīšanās (Perhans et al. 2009).

Nozīmīgs faktors ir atstātās koku grupas lielums. Pat tāda platība kā viens hektārs nav pietiekami liela, lai saglabātos aknu sūnu sugu skaits, ja apkārt notikusi mežsaimnieciskā darbība (Nelson un Halpern 2005). Tas skaidrojams ar atstātās platības malas efektu, kas izpaužas kā palielināts saules starojums un līdzīgi kā aprakstīts pie epifītiem, negatīvi ietekmē arī zemsedzes aknu sūnu sugas (Nelson un Halpern 2005). Mazās koku grupās ir lielāka iespējamība kokam aiziet bojā, kā lielāka saules un vēja ietekma (Perhans et al. 2007). Toties lapu sūnām šāda platība ir pietiekama, lai nodrošinātu sava veida patvērumu un spētu vēlāk izplatīties apkārtējā vidē, kad tajā ir veidojušies atbilstoši mikroklimatiskie apstākļi, lai dotās sugas spētu izdzīvot (Nelson un Halpern 2005) Svarīga ir augstāko augu un garo krūmu esamība, kas veicina aknu sūnu izdzīvošanu, pozitīvi ietekmē gan sugu skaitu, gan sugu projektīvo segumu (Nelson un Halpern 2005).

Neskatoties uz iepriekš aprakstīto, daudzi pētījumi norāda uz atstāto koku nozīmi nākotnē. Oldens un citi (2014) norāda, ka liela daļa no sugām spēj izmantot atstātos kokus kā "glābšanas laivas", kā arī kolonizēt no jauna un vismaz 30 gadu laikā sasniedzot sugu bagātību un pārklājumu kā uz kokiem, kas raksturo vidēji 100 gadus vecus mežus. Protams, ka ne visas sugas ir spējīgas augt un attīstīties uz šādiem substrātiem. Katrai sugai tas ir specifiski. Līdz ar to pastāv esošo sugu iznīkšanas risks un tai pašā laikā jaunu sugu kolonizācijas iespējas (Perhans et al. 2007). Tāpēc ir skaidrs, ka šādas atstātās struktūras var pastāvēt kopā ar citām aizsargājamām platībām, kur spēj pastāvēt sugas ar augstākām dzīves prasībām (Oldén et al. 2014). Turklāt, ejot laikam, liela nozīme ir šādu atstāto koku

esamībai, kad jau ir attīstīties vidēji vecs mežs. Jo struktūras, kas varētu uzskatītas kā raksturojošas dabiskam vecam mežam ir ar augstu vērtību daudzu retu un aizsargājamu sūnu eksistencei (Suško 1998). Pēc vairāk nekā 30 gadu ilga laika posma mirusī koksne kopā ar lapu kokiem, kas ir atstāti no iepriekšējās mežaudzes, nodrošina daudzu retu sūnu sugu augšanu (Rudolphi un Gustafsson 2011, Perhans et al. 2007).

Dotie pētījumi parāda, ka atstātie koki uzreiz pēc mežizstrādes nenodrošina meža sūnu sugu saglabāšanu (gan uz dzīviem kokiem, gan uz kritālām, gan uz augsnes), daļa no tām aiziet bojā. Līdz ar to atstāto koku nozīme kā struktūru bagātinājums nākotnē izveidojušās audzēs varētu būt daudz svarīgāks nekā to nozīme pirmajos gados pēc izcirtuma veikšanas (Rosenvald un Lohmus 2008).

Substrāts un ķērpju sugas

Epifītiskie ķērpji

Ķērpju sugu sastāvu uz kokiem galvenokārt nosaka mizas pH un mizas ūdens absorbcijas spējas (Dobson 2011). Daļa ķērpju ir saistīti ar skābu mizas pH (3-4), kas raksturīga priedēm, bērziem. Ir sugas, kuras spēj augt uz mezotrofiskas mizas (pH 4 – 4,5), kā, piemēram, uz lazdām un pīlādžiem. Liela sugu bagātība ir sastopama uz apsēm un kļavām, kurām raksturīga bāziska miza – (pH 5 +).

Prasības pēc gaismas var atšķirties sugu ietvaros. Daudzas indikatorsugas saistītas ar veciem mežiem, kuros ir liels noēnojums un stabils, mitrs mikroklimats. Toties ir epifīti, kas pielāgojušies atvērtiem vides apstākļiem un spēj augt labi apgaismotās vietās (Smith et al. 2009).

Koka vecums un lielums nosaka epifītisko ķērpju bagātību. Kokam pieaugot izmēros, palielinās dzīvotņu heterogenitāte. Ar to saprotot, ka laika gaitā uz dzīvā koka veidojas jaunas bīvas nišas, kas veicina kolonizētājsugu skaita palielināšanos. Palielinoties koka vecumam, mainās mizas strukturālās un ķīmiskās īpašības – notiek izmaiņas pH, palielinās mizas dziļums, resnums un rievainums (Høistad Schei et al. 2013). Palielinoties mizas kreves dziļumam, mikroklimats dziļākajās mizas daļās varētu būt vairāk piemērots ķērpju sugām. Koka miza, kura ir izrobota, veicina lielāku sugu bagātību salīdzinājumā ar gludu mizu, tādējādi norādot, ka būtisks nav tikai koka diametrs, bet arī substrāta kvalitāte (Ranuis et al. 2008).

Meža apsaimniekošanas ietekme uz ķērpju floru

Epifītiskie ķērpji

Salīdzinājumā ar sūnaugiem, ķērpji uz ekoloģiskajiem kokiem mazāk izjūt izmaiņas, kuras radījusi mežsaimnieciskā darbība. Ir zināms, ka sugu atbildes reakcija var būt atšķirīga - dažas sugas rāda pieaugumu, dažas atmirst, dažas paliek nemainīgas (ne izplatās, ne pieaug izmēros) pirmajos gados pēc ciršanas (Perhans et al. 2009).

Daudzas mežam raksturīgās ķērpju sugas ir spējīgas izmantot saglabātos kokus kā "glābšanas laivas", lai neaizietu bojā pēc mežizstrādes. To nosaka substrāta pieejamība (Lohmus et al. 2006) un ķērpju fizioloģiskās īpašības (Coxson un Stevenson 2005), kas saistītas ar kolonizēšanās un pielāgošanās iespējām. Daļai ķērpju ir spējas fotosintezēt, izmantojot gaisa mitrumu, kas dod priekšrocību salīdzinājumā ar sūnu sugām, kuras uzņem ūdeni šķidrā veidā (Green un Lange 1995). Ķērpjiem ir ievērojami zemāks ūdens saturs laponī nekā sūnām (Green un Lange 2005). Otrkārt, daļa ķērpju sugu ir spējīgas augt vietās ar lielu gaismas intensitāti (Smith et al. 2009) vai arī atsevišķām

sugām piemīt spēja pielāgoties stiprākai saules radiācijai, palielinot lapaņa biezumu (Hilmo 2002) vai paaugstinot aizsargājamo pigmentu koncentrācijas laponī (Gauslaa un Solhaug 2001). Iepriekš uzskaitītās īpašības dod priekšrocības, lai atstātos kokus varētu uzskatīt par veiksmīgu risinājumu, lai saglabātu ķērpju sugas apsaimniekotos mežos (Löhmus et al. 2006).

Ķērpju sugas, kuras ir saistītas ar fotobiontu – cianobaktērijām, spēj veiksmīgi augt uz ekoloģiskajiem kokiem izcirtumos. Kā piemēru var minēt lapu ķērpju sugu *Leptogium saturninum* (Hedenås un Hedström 2007). Literatūrā ir aprakstīts, ka pieminētā suga spēj labāk augt uz izcirtumā esošajām apsēm nekā blakus esošajā mežā (Hedenås un Hedström 2007). Interesanti minēt faktu, ka lielāka izdzīvotspēja ir tieši ziemeļu pusē un mazāka dienvidos (Hedenås un Hedström 2007). Cianobaktēriju ķērpju grupai nozīmīgi ir tas, cik uz dotajiem kokiem ir atrodami fotobionti stumbra ziemeļu pusē (Hedenås et al. 2007). Kā izturīgas ķērpju sugas pirmajos gados pēc mežizstrādes norāda lapu ķērpju grupu, briorijas ģints sugas (Coxson un Stevenson 2005) un arī parmēliju dzimtas pārstāvjus (Löhmus et al. 2006). Interesanti atzīmēt, ka pētījumi rāda, ka leprārijas ģints sugas, lai arī iznīkst uz esošajiem kokiem, toties paralēli spēj kolonizēt citus jaunus kokus (Löhmus un Löhmus 2010). Nozīme nav tikai vienam parametram, tādejādi saprotot, ka, piemēram, daudzas sugas, kuras saistītas ar cianobaktērijām ir vēlās sukcesijas sugas un lielākoties to skaits palielinās, palielinoties audzes, substrāta vecumam (Hedenås un Ericson 2000). Tādas sugas parasti ir piemērojušās lielum noēnojumam un augstiem mitruma apstākļiem (Hedenås un Ericson 2000), un tās nebūs sastopamas uz atstātajiem kokiem pirmajos gados pēc ciršanas.

Ne tikai daudzas sugas spēj pastāvēt pēc mežizstrādes, bet arī notiek substrāta (dzīvā koka) kolonizēšana ar jaunām sugām (Lundström et al. 2013). Atstātie koki kalpo kā potenciālā dzīvotne ķērpju kolonizētājsugām (Lundström et al. 2013). Tiek minēti vairāki iemesli, kas veicina sugu skaita pieaugumu uz ekoloģiskajiem kokiem izcirtumos. Viens no tiem ir saistīts ar to, ka uz atsevišķiem atstātajiem kokiem izcirtumā palielinās iespējamo dzīvotņu skaits, ko veicinājušas mikroklimatiskās izmaiņas. Proti, kokam visas debespuses paliek saulainākas (Lundström et al. 2013). Ir zināms, ka daļa ķērpju spēj eksistēt saulainos vides apstākļos (Gustafsson un Ericsson 1995). Izcirtumā ir novērojama lielāka vēja ietekme, kā arī temperatūru maiņas ir izteiktākas. Līdz ar to pastāv arī iespēja mainīties koka formai – koka sakņu sistēma varētu būt traucēta un vairs ne tik stipra. Šādi procesi veido iespējami daudzveidīgākus apstākļus, palielinot koka heterogenitāti uz viena substrātā, šajā gadījumā dzīva koka, lai pēc iespējas vairākas sugas ar dažādām prasībām pēc vides apstākļiem spētu aizņemt vairākas nišas (Lundström et al. 2013).

Daudzas ķērpju sugas ir saistītas ar *Populus tremula* substrātu un parasti jau ir evolucionāri pielāgojušās atklātiem kokiem (Hedenås un Ericson 2000). To skaidro fakts, ka apse ir pioniersuga (Priedītis 2002) un līdz ar to epifīti, kas saistīti ar šo koku, pielāgojas attiecīgi esošajiem apstākļiem. Tā kā parastā apse ir viena no izplatītākajām sugām, kura tiek saglabāta izcirtumos (Gustafsson et al. 2013), tas veicina ķērpju daudzveidības palielināšanos dotajā audzē. Laika gaitā sugu skaits palielinās arī pateicoties tam, ka pieaug stumbra diametrs un pagājis ilgāks laika posms, kurā sugas spētu kolonizēt doto substrātu (Lundström et al. 2013). Parastā apse ir arī nozīmīgs substrāts daudzām retām ķērpju sugām, tai skaitā arī *Lobaria pulmonaria*. Transplantācijas eksperiments pierādīja, ka apses, kas ir atstātas izcirtumos, veido piemērotu vidi šai retajai un aizsargājamai sugai (Gustafsson et al. 2013, Hazell un Gustafsson 1999). Visticamāk arī, ka sugas ar līdzīgiem dzīves apstākļiem kā *Lobaria pulmonaria*, spētu eksistēt uz atstātajām apsēm izcirtumos. Svarīgi ir nodrošināt dažādu koku vecumu un izmēru esamību, lai pastāvētu kontinuitāte (Gustafsson et al. 2013). Nozīmīgi var būt arī maza izmēra dzīvie koki. Ir zināms, ka *Lobaria* ģints sugām atstātas maza izmēra apses izcirtumos ir tikpat nozīmīgas, kā lieli veci dzīvie koki (Høistad Schei et al. 2013). Mazu izmēru koku atlase ir tikpat svarīga

kā liela diametra dzīvo koku esamība, kaut vai tāpēc, ka mazi koki ir ar lielāku (ilgāku) dzīves ilgumu un tādejādi spēj ilgāk veicināt ķērpju izdzīvošanu (Snäll et al. 2003). Ir izpētīts, ka mazāka diametra koku atstāšana ir ar zemāku ekonomisko vērtību un varētu būt rentabli, lai saglabātu arī ķērpju daudzveidību (Perhans et al. 2014). Te gan ir jāmin, ka daudzi citi autori norāda tieši uz liela izmēra koku nozīmi epifītiskajām ķērpju sugām (Mežaka 2010, Barkman 1985). Apskatot apses, svarīgi atzīmēt, cik ātri dotais koks aug. Kokam augot ātri, veidojas zaļa un līdzena miza. Savukārt augot lēni, kokam attīstās pelēka, grubuļaina miza – uz tās ir sastopama lielāka epifītu daudzveidība (Gustafsson un Ericsson 1995). Epifītisko ķērpju sugu bagātībai uz atstātajām apsēm izcirtumā svarīgas ir šādas pazīmes - melni krāsota vai raiba miza, lēna koka augšana, zems epifītisko sūnu projektīvais segums, noliecies stumbrs (Perhans et al. 2014).

Svarīgi atzīmēt, ka ķērpji ir poikilohidri organismi tāpat kā sūnas – līdz ar to tie nevar regulēt ūdens uzņemšanas un zušanas procesus (Smith et al. 2009) un varētu sagaidīt, ka apstākļi, kādi sastopami pēc ciršanas darbiem, rada arī postošu efektu uz indivīdiem (Hedenås un Ericson 2003). Katrs koks atsevišķi var tikt uzskatīts kā dzīvotnes vieta, kuram izcirtumā ir nepiemēroti apstākļi ķērpju sugu eksistencei (Høistad Schei et al. 2013). Līdz ar to dzīvo koku atstāšana izcirtumā var nebūt pietiekami, lai pasargātu visas ķērpju sugas (Hedenås et al. 2007). Literatūrā norādīts, ka atbildes reakcija ķērpjiem pēc apkārtējo koku izciršanas ir atšķirīga starp sugām (Coxson un Stevenson 2005). Tas tiek skaidrots ar atšķirībām morfoloģijā un fotobiontos (Hedenås un Hedström 2007). Ir zināms, ka krevu ķērpji ir jutīgas sugas, un to dzīvotspēja samazinās uz ekoloģiskajiem kokiem (Löhmus un Löhmus 2010). Krevu ķērpjiem nav mizas, un tie ir vairāk pakļauti izžūšanas procesam. Palielinoties starojuma intensitātei, ķērpjiem tiek bojāts fotosintēzes pigments un līdz ar to novērojama ķērpja izbalēšana uz substrāta, tādejādi liecinot par vitalitātes samazināšanos (Hedenås un Ericson 2003). Tāpēc šādām sugām vajadzētu lielāku laika periodu – vairāk nekā 20 gadus, lai tās spētu attīstīties uz kokiem, kas atstāti pēc kailcirtes veikšanas (Hedenås un Hedström 2007). Lai arī tiek minēts, ka sākotnējās pioniersugas, kurām fotobionts ir zaļalģes, ir pielāgojušās dzīves apstākļiem ar augstu gaismas intensitāti (Hedenås un Ericson 2000), to izdzīvošanas spēja uz atstātajiem kokiem izcirtumos ir visai zema (Löhmus et al. 2006). Tas norāda, ka sugas varētu būt ar lielāku stresu pilnīgi atklātās vietās (Löhmus et al. 2006).

Secinājumi par meža apsaimniekošanas ietekmi uz sūnu un ķērpju floru

Gandrīz nav tādu pētījumu, kas sekotu līdz epifītu izmaiņām vairākus gadus desmitus izcirtumos, līdz jaunā audze sāk veidot atbilstošus apstākļus jutīgu sugu eksistencei. Līdz ar to grūti pateikt, kuras tieši gan ķērpju, gan sūnu sugas spēj izdzīvot un pielāgoties jaunajiem dzīves apstākļiem un kāds ir tas laika posms, kurā sūnaugi spēj atgriezties uz atstātā substrāta (Löhmus et al. 2006). Lielākoties pētījumi ir par nelielu laika posmu, apskatot sūnu un ķērpju sugu atbildes reakciju pāris gadus pēc izciršanas darbiem. Šādas īsa laika izmaiņas nevar attiecināt un norādīt uz izmaiņām, kas sagaidāmas ilgākā laika posmā saistībā ar epifītu augšanu (Hedenås un Ericson 2003). Svarīgi ir saprast, ka atstāto koku struktūras var būt nozīmīgas daudzām sugām ne tikai uzreiz pēc mežizstrādes darbiem, bet arī vēl ilgu laika periodu pēc tam. Ekoloģiskie koki nākotnē var būt nozīmīgs substrāts arī retām sugām, un to pierāda sugu spēja dzīvot jaunā mežā uz substrātiem, kas atspoguļo vēlās sukcesijas vai vecu dabisku mežu elementus - struktūras, uz kurām ir atrodamas retas ķērpju un sūnu sugas (Rudolphi un Gustafsson 2011). Tas norāda, ka retu sugu pastāvēšanai jaunā mežā mikroklimats nav limitējošs faktors, bet gan struktūrelementu daudzums un kvalitāte (Rudolphi un Gustafsson 2011).

4.3.2. Kopsavilkums ar dabas aizsardzības noteikumiem, kas varētu ietekmēt sūnu un ķērpju floru

Saglabājamās struktūras	Ietekme
Mežaudzes ezeru salās	Ezeru salās ar lapu koku mežiem, ir bagātīga sūnu flora (Strazdiņa et al. 2011, Strazdiņa 2010).
Ģeoloģiski un ģeomorfoloģiski veidojumi – gravas (vismaz 15 metru dziļas un 10 metru platas ūdens erozijas veidotas gultnes, kuru nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu), kriteres, noslīdeņi, iežu atsegumi un vietējas un valsts nozīmes dižakmeņi un 10 metru platu teritorija ap tiem.	Gravu meži ir nozīmīgs biotops ķērpju un sūnu sugām (Mežaka un Znotiņa 2006).
Avoti un avoksnāji – vietas, kurās izplūst avots un kurām ir raksturīga veģetācija, un 10 metru platu teritoriju ap tām.	Vairākas zemsedzes sūnu sugas ir cieši saistītas ar pastāvīgu gruntsūdens izplūdi, tai skaitā retas un aizsargājamas (Suško 1998).
Apaugums mikroieplakās – veģetācija, kas mežā raksturīga reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu.	Pastāvīgi slapjās vietās raksturīga liela sūnu sugu bagātība. Raksturīgas zemsedzes sūnu sugas (Suško 1998), no kurām daļu veido mitruma jutīgās aknu sūnas.
Bioloģiski vērtīgas mežaudzes (Veicot atkārtotu meža inventarizāciju, meža īpašnieks var neizvērtēt īpaši aizsargājamā meža iecirkņa atbilstību mikrolieguma statusam. Šādā gadījumā īpaši aizsargājamu meža iecirkni Meža valsts reģistrā saglabā kā bioloģiski vērtīgu mežaudzi).	Daudzas ķērpju un sūnu sugas ir dabisko mežu biotopu indikatorsugas (Auniņš 2013), kā arī iekļautas īpaši aizsargājamo sugu sarakstā (MK noteikumi Nr. 396) un sugas, kurām veidojami mikroliegumi (MK noteikumi Nr. 45).
Rēķinot uz cirsma hektāru, vismaz pieci ekoloģiskie koki – augtspējīgi iepriekšējās paaudzes koki – vai, ja tādu nav, – augtspējīgi koki, kuru caurmērs lielāks par valdošās koku sugas koku vidējo caurmēru nogabalā. Ieteicams vispirms izvēlēties ozolus, liepas, priedes, ošus, gobas, vīksnas, kļavas, melnalkšņus, apses un bērzus, kā arī, ja tādi ir, kokus ar deguma rētām.	Nozīmīgi epifītiskajām ķērpju sugām – gan kā substrāts, uz kura daļa sugu spēj izdzīvot (Lõhmus et al. 2006), gan kolonizētājsugām (Lundström et al. 2013). Lielāka ekoloģisko koku nozīme sūnu sugām varētu būt nākotnē, kad izveidojušies piemēroti mikroklimatiskie apstākļi (Rosenvald un Lõhmus 2008).
Ja cirmā ir sausi koki, tos cērtot, saglabā vismaz četrus (rēķinot uz cirsma hektāru) resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem.	Uz zemes esošās kritālas nākotnē varētu būt potenciāls substrāts epiksīlajām sūnu sugām. Salīdzinot ar sūnām, ķērpji vairāk spēj izdzīvot uz mirušās koksnes un tik negatīvi nereaģē uz mikroklimata izmaiņām (Perhans et al. 2009).
Daļējs apaugums gravā (vismaz 15 metru dziļa un 10 metru plata ūdens erozijas veidota gultne, kuras nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu) un mežmalā (pārejas josla no meža uz lauksaimniecībā izmantojamo zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu (kuri lielāki par diviem hektāriem), kuras platums nav mazāks par pusi no pirmā stāva vidējā koka augstuma) tādā apjomā, kas netraucē meža atjaunošanu, darba aizsardzības prasību ievērošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu.	Gravu meži ir nozīmīgs biotops ķērpju un sūnu sugām (Mežaka un Znotiņa 2006).
Viss apaugums ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju).	Vairākas zemsedzes sūnu sugas ir cieši saistītas ar pastāvīgu gruntsūdens izplūdi un slapjām vietām, tai skaitā retas un aizsargājamas (Suško 1998).

Meža tipiem atbilstošs lapu koku sugu piemistrojums vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva kopšanas cirtē par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu.	Lapu koki ir nozīmīgi daudzām sūnu un ķērpju sugām (Madžule et al. 2012, Mežaka et al. 2008).
Aizliegtās darbības	
Mežaudzēs aizliegts cirst un izvākt ekoloģiskos kokus, kokus ar putnu ligzdām, kuru diametrs pārsniedz 50 centimetru, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem, dobumainus kokus, kuru dobuma diametrs pārsniedz 10 centimetru, sausos kokus un citus kokus, kas saglabāti saskaņā ar normatīvajiem aktiem par koku ciršanu mežā	Ekoloģiskie koki, it īpaši liela diametra koki, ir nozīmīgi vietējai ķērpju un sūnu sugu florai (Snäll et al. 2003, Mežaka 2010).
Kailcirtē aizliegta mežaudzēs, kur valdošā koku suga ir ozols, liepa, kļava, goba, vīksna vai skābardis;	Platlapju mežos raksturīga augsta sūnu un ķērpju sugu bagātība (Mežaka et al. 2008, Mežaka et al. 2012).
Kailcirtē aizliegta ezeru salās un purvu salās;	Ezeru salās ar lapu koku mežiem, ir bagātīga sūnu flora (Strazdiņa et al. 2011, Strazdiņa 2010).

Literatūra

1. Auniņš A. 2010. Eiropas Savienības aizsargājamie biotopi Latvijā. Noteikšanas rokasgrāmata. Rīga, Latvijas Dabas fonds, 319 lpp.
2. Barkman J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Netherlands, Van Gorcum, Assen, 628 p.
3. Brosfoske D.K., Chen J., Naiman R.J., Franklin J.F. 1997. Harvesting Effects on Microclimatic Gradients from Small Streams to Uplands in Western Washington. 1997. Ecological Applications, 7 (4): 1188-1200.
4. Coxson D.S., Stevenson S.K. 2005. Retention of canopy lichens after partial-cut harvesting in wet-belt interior cedar-hemlock forests, British Columbia, Canada. Forest Ecology and Management: 204: 97-112.
5. Dobson F. 2011. Lichens: an Illustrated Guide to the British and Irish Species (6th edition). Slough, Richmond Publishing, 480 p.
6. Dynesius M., Hylander K. 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. Biological Conservation, 135: 423-434.
7. Fenton N.J., Frego K.A., Sims M.R. 2003. Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. Canadian Journal of Botany, 81: 714-731.
8. Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A., Tappeiner J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: Kohm, K.A.; Franklin, J.F., eds. Creating a forestry for the 21 st century. Washington, DC: Island Press: 111-139.
9. Gauslaa Y., Solhaug K.A. 2001. Fungal melanins as a sun screen for symbiotic green algae in the lichen *Lobaria pulmonaria*. Oecologia, 126:462–471.
10. Green T.G.A., Lange O.L. 1995. Photosynthesis in poikilohydric plants: a comparison of lichens and bryophytes. In: Schulze E.-D., Caldwell M.M. (Eds.), Ecophysiology of Photosynthesis: 319-341.
11. Gustafsson L., Eriksson I. 1995. Factors of importance for epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. Journal of Applied Ecology, 32: 412-424.

12. Gustafsson L., Fedrowitz., Hazeel P. 2013. Survival and vitality of macrolichen 14 years after transplantation on aspen trees retained at clearcutting. *Forest Ecology and Management*, 291: 436-441.
13. Gustafsson L., Kouki J., Sverdrup-Thygeson A. 2010. Tree retention as conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 25 (4): 295-308.
14. Hallingbäck T., Hodgetts N. (compilers). 2000. Mosses, Liverworts and Hornworts. Status survey and conservation action plan for bryophytes. IUCN/SSC bryophyte specialist group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 106 p.
15. Hazell P., Gustafsson L. 1999. Retention of trees at final harvest-evaluation of conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. *Biological Conservation*, 90: 133-142.
16. Hedenås H., Blomberg P., Ericson L. 2007. Significance of old aspen (*Populus tremula*) trees for the occurrence of lichen photobionts. *Biological Conservation*, 135: 380-387.
17. Hedenås H., Hedström P. 2007. Conservation of epiphytic lichens: Significance of remnant aspen (*Populus tremula*) trees in clear-cuts. *Biological Conservation*, 135: 388-395.
18. Hilmo O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted in to a young and an old *Picea abies* forest. *Ecography*, 25: 329–335.
19. Høistad Schei F., Blom H.H., Gjerde I., Grytnes J-A., Heegaard E., Sætersdal M. 2013. Conservation of epiphytes: Single large or several small host trees? *Biological Conservation*, 168: 144-151.
20. Jalonen J., Vanha-Majamaa I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 146: 25-34.
21. Kruys N., Fries C., Jonsson B.G., Lämås T., Stål G. 1999. Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 178-186.
22. Löhmus A., Löhmus P. 2010. Epiphyte communities on the trunks of retention trees stabilise in 5 years after timber harvesting, but remain threatened due to tree loss. *Biological Conservation*, 143: 981-998.
23. Löhmus O., Rosenvald R., Löhmus A. 2006. Effectiveness of solitary retention trees for conserving epiphytes: differential short-term responses of bryophytes and lichens. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1319-1330.
24. Lundström J., Jonsson F., Perhans K., Gustafsson L. 2013. Lichen species richness on retained aspens increases with time since clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 293: 49-56.
25. Madžule L., Brūmelis G., Tērauds A., Zariņš J. 2012. Time needed to achieve sufficient richness of structural elements and bryophytes in deciduous forest stands. *Environmental and Experimental Biology*, 10: 57-66.
26. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2008. The distribution of epiphytic and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptog. Estonica*, 44: 89–99.
27. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2008. The distribution of epiphytic bryophyte and lichen species in relation to phorophyte characters in Latvian natural old-growth broad leaved forests. *Folia Cryptog. Estonica*, 44: 89–99.

28. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2010. Epiphytic bryophyte and lichen communities in relation to tree and forest stand variables in *Populus tremula* forests of south-east Latvia. *Acta Biol. Univ. Daugavp.*, 2: 1407-8953.
29. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A. 2012. Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. *Biodiversity and Conservation*, 21 (12): 3221-3241.
30. Mills S.E., Macdonald S.E. 2005. Factors influencing bryophyte assemblage at different scales in the western Canadian boreal forest. *The Bryologist* 108 (1): 86-100.
31. Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K.W., Piltaver A., Siller I., Veerkamp M.T., Walley R., Standovár T., van Hees A.F.M., Kosec J., Matošec N., Kraigher H., Grebenc T. 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation*, 131: 58-71.
32. Ódor P., Standovár T. 2001. Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins*, 49: 219-229.
33. Oishi Y. 2009. A survey method for evaluating drought-sensitive bryophytes in fragmented forests: A bryophyte life-form based approach. *Biological Conservation*, 142: 2854-2861.
34. Oldén A., Ovaskainen O., Kotiaho J.S., Laaka-Lindberg S., Halme P. 2014. Bryophyte species richness on retention aspens recovers in time but community structure does not. *PLoS ONE*, 9 (4): e93786.
35. Perhans K., Appelgren L., Jonsson F., Nordin U., Söderström B., Gustafsson L. 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation*, 142: 1125-1133.
36. Perhans K., Gustafsson L., Jonsson F., Nordin U., Weibull. H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management*, 242: 374-390.
37. Perhans K., Haight R.G., Gustafsson L. 2014. The value of information in conservation planning: Selecting retention trees for lichen conservation. *Forest Ecology and Management*, 318: 175-182.
38. Priedītis N. 2002. Evaluation frameworks and conservation system of Latvian forests. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1361-1375.
39. Rambo T.R., Muir P.S. 1998. Bryophyte species associations with coarse woody debris and stand ages in Oregon. *The Bryologist*, 101 (3): 366-376.
40. Ranius T., Johansson P., Berg N., Niklasson M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science*, 19: 653-662.
41. Rosenvald R., Lõhmus A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Biological Conservation*, 255: 1-15.
42. Rudolphi J., Gustafsson L. 2011. Forests Regenerating after Clear-Cutting Function as Habitat for Bryophyte and Lichen Species of Conservation Concern. *PLoS ONE* 6 (4): e18639.
43. Schofield, W. B. 2001. *Introduction to Bryology*. New Jersey, The Blackburn Press, 431 p.
44. Smith C., Aptroot A., Coppins B., Fletcher A., Gilbert O., James P., Wolseley P. 2009. *The Lichens of Great Britain and Ireland* edited by British Lichen Society. Great Britain, MPG Books Group, 1046 p.

45. Snäll T., Ribeiro Jr, P., Rydin H. 2003. Spatial occurrence and colonisations in patch-tracking metapopulations: local conditions versus dispersal. *Oikos*, 103: 566-578.
46. Söderström L. 1988a. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden. *Nordic Journal of Botany*, 8(1): 89-97.
47. Söderström L. 1988b. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden. *Biological Conservation*, 45: 169-178.
48. Strazdiņa L. 2010. Bryophyte community composition on an Island of Lake Cieceres, Latvia: dependence on forest stand and substrate properties. *Environmental and Experimental Biology*, 8: 49-58.
49. Strazdiņa L. 2013. Saistība starp briofītu funkcionālajām grupām, substrātu īpašībām un meža augu sabiedrībām Moricsalas dabas rezervātā. Promocijas darbs. LU, Rīga, 129 lpp.
50. Suško U. 1998. Latvijas dabiskie meži. Pētījums par meža vēsturi, bioloģiskās daudzveidības struktūrām un atkarīgajām sugām. Rīga, WWF, 170 lpp.
51. Vellak K., Paal J. 1999. Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1595-1620.

4.4. Kukaiņi

4.4.1. Saproksilofītās sugas

A.Nieto un K.N.A.Alexander (2010) ir publicējuši IUCN akceptēto Eiropas īpaši apdraudēto sugu sarakstu, kurā iekļautas apmēram 130 Latvijā sastopamas sugas, kas saistītas ar trūdošu koksni un kuru populāciju stāvoklis ir atkarīgs no trūdošas un nokaltušas koksnes daudzuma meža ekosistēmās. Starp aizsargajamajām saproksilofītajām sugām ir vairākas Eiropas Savienība īpaši aizsargājamas sugas, kas sastopamas arī Latvijā, piem. *Osmoderma eremita* (= *Osmoderma barnabita*).

Meža ekosistēmai nokaltis koks ir īsta bagātība – tā nodrošina 3 – 5 reizes lielāku sugu bagātību ekosistēmā nekā dzīvie koki. Dažādas uz koka augošās sēnes, sūnas un pati koksne nodrošina barību un dzīvesvietu lielam skaitam kukaiņu sugu, kas savukārt kalpo par barības bāzi putniem. Mežā būs grūti atrast mirušu koku, kurš nebūtu dzeņu sakalts barības meklējumos. Dzeņu kaltie dobumi nodrošina dzīvesvietas dažādiem kukaiņiem, zīdītājiem (sikspārņiem, susuriem, vāverēm u.c.) un, protams, arī kalpo kā ligzdošanas vietas citām putnu sugām. Izvēcot no meža kritālas, sausokņus un stubeņus, samazinās arī to apdzīvojošo organismu eksistences iespējas. Par sevišķi nozīmīgiem bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā tiek uzskatīti ozoli, apses, blīgzņas, melnalkšņi un oši (Priedītis, 1999). Resnu mirušu koku sadalīšanās notiek ilgākā laika periodā, tādejādi ilgāk nodrošinot mājvietu to iemītniekiem. Pārsniedzot caurmēru 25-40 cm, saglabājas gandrīz nemainīgi mitrums un siltuma apstākļi stumbra iekšpusē (Lārmanis, 2010), tādēļ lielu izmēru kritālas, sausokņi un stubeņi tiek uzskatīti par īpaši vērtīgiem meža bioloģiskās daudzveidības uzturētājiem.

Sabiedrībā bieži vērojams izpratnes trūkums par mirušās koksnes nozīmi dabā. Tā visbiežāk tiek uzskatīta par atkritumu, kas radies cilvēkam nozīmīgas koksnes audzēšanas procesā. Atmirušā koksne tiek izvākta no meža, uzskatot to par nevajadzīgu vai pat meža veselību apdraudošu. Sabiedrībā ir izveidojušies arī daudzi citi maldīgi viedokļi par veciem kokiem un atmirušu koksni.

Nedaudzie Eiropā saglabājušies dabiskie meži ir daudz izturīgāki pret kaitēkļiem un parazītiem nekā saimnieciskie meži. Atmirušas koksnes klātbūtne ir viens no meža veselības nosacījumiem, jo trūdošā koksne mitinās sugas, kuras dzīvus kokus neapdraud. Par piemēru var minēt skudrulišus un jātnieciņus, kuri dzīvo atmirušajās eglēs un ir bīstamākie ienaidnieki egļu astoņzobu mizgrauzim. Ja mizgrauža bojātie koki ziemā tiek nocirsti, tad reizē ar koku tiek aizvākti arī stumbrā ziemojošie mizgraužu parazīti, kamēr pats mizgrauzis veiksmīgi pārziemo augsnē (Bērmāns, Spuņģis 2002). Pētījumi liecina, ka saglabājot vairākus mizgraužu bojātus kokus, uzlabojas atlikušās egļu audzes veselība. Lai gan kaitēkļu masveida savairošanās gadījumā koksnes klātbūtne nespēj būtiski ierobežot kaitēkļu attīstību, tomēr intensīvi apsaimniekotajos mežos koku kaitēkļi mēdz sasniegt lielāku blīvumu.

Vaboļu kārtā ar vairāk nekā 350 000 zināmajām sugām ir lielākā kārtā starp visiem dzīvniekiem. Eiropā zināmi vairāki desmiti tūkstoši vaboļu sugu, kas apdzīvo visdažādākās dzīvotnes. Vaboles, kuru eksistence vistiešākajā mērā ir atkarīga no atmirušas vai atmirstošas koksnes, zinātniskajā valodā runājot, tiek dēvētas par saproksilofāgajām vabolēm. Precīzs saproksilofāgo vaboļu sugu skaits nav zināms, taču Eiropā neapšaubāmi sastopami vairāki tūkstoši saproksilofāgo vaboļu sugu. Vaboļu sugu sastāvs, kas apdzīvo trūdošo koksni, ir atkarīgs no konkrētā koka sugas, apgaismojuma un mitruma apstākļiem, koksnes trūdēšanas pakāpes, koksni apdzīvojošajiem mikroorganismiem, kā arī daudziem citiem faktoriem.

2011. gada novembrī Eiropas Komisija publicēja pētījumu par Eiropas dabas mantojuma izsīkumu. Veidojot Eiropas Sarkanā sarakstu kā daļu no IUCN Apdraudēto sugu sarkanā saraksta tika novērtēta ievērojama daļa Eiropas vietējās faunas un floras un konstatēts, ka liela daļa no Eiropā sastopamajām sugām patlaban ir pieskaitāmas apdraudēto sugu kategorijai. Novērtējot aptuveni 6000 sugas, konstatēts, ka šobrīd izmiršana draud 44 % no visiem saldūdens gliemjiem, 37 % saldūdens zivju, 23 % abinieku, 20 % sauszemes gliemju, 19 % rāpuļu, 15 % zīdītāju, 15 % spāru, 13 % putnu, 11 % saproksilofāgo vaboļu, 9 % tauriņu sugas un 467 vaskulāro augu sugas.

Taču novērtējumā ir izcelti arī panākumi, kas gūti ar labi izstrādātiem aizsardzības pasākumiem. Daudzām sugām, kas aizsargātas ar ES biotopu direktīvu un iekļautas "Natura 2000" aizsargājamo teritoriju tīklā, tas ļāvis saglabāt izredzes uz izdzīvošanu. Minētais fakts liecina, ka veiksmīgi īstenojot nepieciešamos sugu aizsardzības pasākumus ir iespējams nodrošināt apdraudēto sugu saglabāšanu.

Uz briesmām, kas apdraud saldūdens zivis, gliemjus un citas bioloģiskās daudzveidības formas, ES reaģējusi ar jaunu bioloģiskās daudzveidības stratēģiju, kas pieņemta 2011. gada maijā. Šīs jaunās un vērīgās stratēģijas mērķis ir līdz 2020. gadam apturēt bioloģiskās daudzveidības un ekosistēmu pakalpojumu izsīkumu Eiropas Savienībā. Šī mērķa sasniegšanai izvirzīti seši uzdevumi:

- pilnā mērā īstenot ES dabas aizsardzības tiesību aktus, lai aizsargātu bioloģisko daudzveidību;
- labāk aizsargāt ekosistēmas un pastiprināti izmantot zaļo infrastruktūru;
- ieviest ilgtspējīgāku lauksaimniecību un mēģinājumus;
- labāk apsaimniekot zivju krājumus;
- stingrāk kontrolēt svešās invazīvās sugas;
- Eiropas Savienībai ieguldīt vairāk līdzekļu, lai novērstu globālo bioloģiskās daudzveidības apstākumu.

Eiropas Sarkanajā sarakstā kopumā iekļautas 436 saproksilofāgo vaboļu sugas, kas sastopamas ģeogrāfiskajā reģionā, kas rietumu virzienā sniedzas līdz Islandei, austrumu virzienā sniedzas līdz Urālu kalniem, ziemeļu virzienā sniedzas līdz Franča Jozefa zemei, dienvidu virzienā līdz Kanāriju salām. Kaukāza reģions pētījumā nav ticis iekļauts. Sugu novērtējums veikts attiecībā uz ģeogrāfisko Eiropas teritoriju, kā arī attiecībā uz Eiropas Savienības dalībvalstu teritoriju.

Sugu iekļaušana Sarkanajā sarakstā nenozīmē, ka tās tiek ar likumu aizsargātas. Vairums no sarakstā ievietotajām sugām nacionālā līmenī nav iekļautas Eiropas valstu aizsargājamo sugu sarakstos. Sugu iekļaušana Sarkanajā sarakstā galvenokārt ir informācija sabiedrībai, ka minētās sugas ir apdraudētas un to aizsardzībai ir nepieciešami konkrēti pasākumi.

Visas sarakstā iekļautās sugas ir iedalītas astoņās apdraudējuma kategorijās. Īpaši apdraudētas, apdraudētas un neaizsargātas sugas apzīmē ar vienu vārdu "apdraudētas" (Attēls 61).



Attēls 61. Sugu apdraudējuma kategorijas (IUCN, 2010)

Tabula 23.

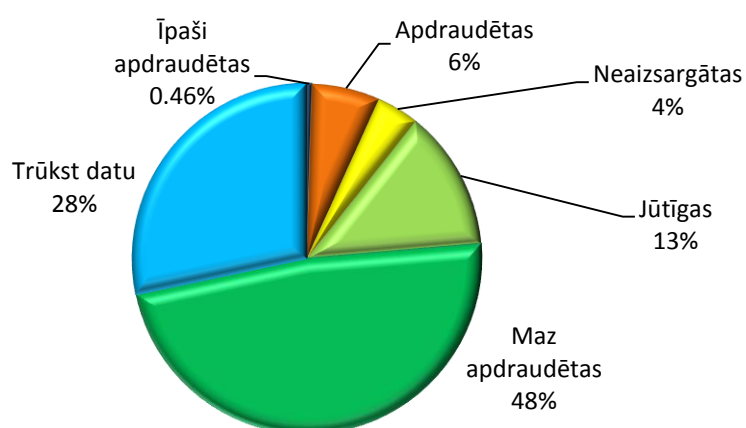
IUCN Eiropas Sarkanajā sarakstā iekļauto sugu sadalījums pa apdraudējuma kategorijām (IUCN, 2010)

IUCN Sarkanā Saraksta kategorijas		Sugu skaits Eiropā (Endēmo sugu skaits Eiropā)	Sugu skaits ES (Endēmo sugu skaits ES)	Sugu skaits Latvijā (Eiropai endēmo sugu skaits Latvijā) (ES endēmos sugu skaits Latvijā)
Izmirusas		0	0	0
Izmirusas dabā		0	0	0
Izmirusas reģionālā līmenī		0	0	0
Apdraudētās sugas	Īpaši apdraudētas	2 (2)	3 (2)	1 (0) (0)
	Apdraudētas	27 (17)	32 (13)	3 (0) (0)
	Neaizsargātas	17 (10)	22 (9)	4 (2) (0)
Jūtīgas		56 (22)	56 (11)	14 (4) (0)
Maz apdraudētas		207 (30)	200 (6)	103 (9) (0)
Trūkst datu		122 (62)	94 (42)	8 (4) (3)
Kopējais sugu skaits		431 (143)	407 (83)	133 (19) (3)

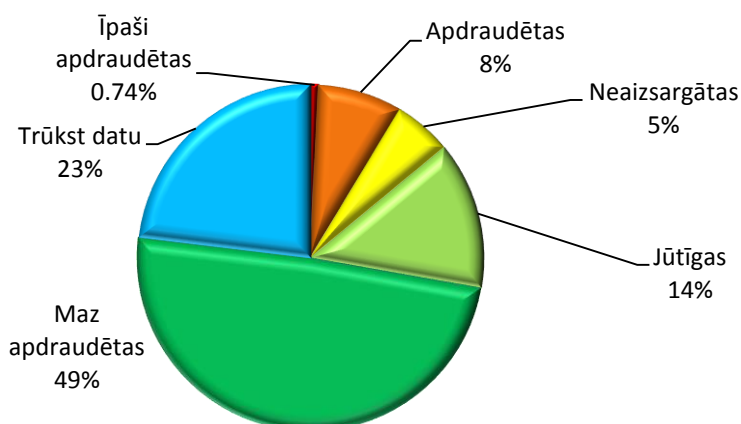
Tabula 24.

Latvijā sastopamo IUCN Eiropas Sarkanajā sarakstā iekļauto sugu saraksts (IUCN, 2010)

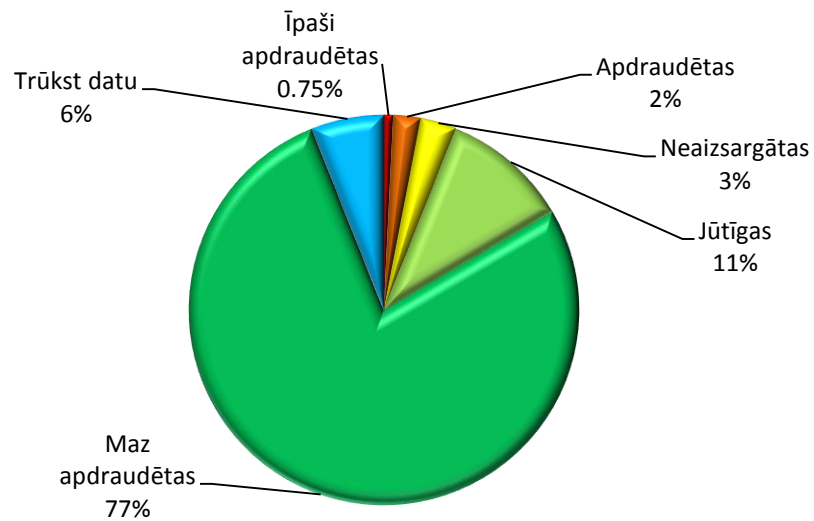
Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
1.	<i>Cucujus haematodes</i> Erichson, 1845	CUCUJIDAE	Critically Endangered (CR)	-
2.	<i>Boros schneideri</i> (Panzer, 1795)	BORIDAE	Endangered (EN)	PD II; MK2004; MK2005; BSS
3.	<i>Lacon lepidopterus</i> (Panzer, 1801)	ELATERIDAE	Endangered (EN)	-
4.	<i>Hylocharis cruentatus</i> (Gyllenhal, 1808)	EUCNEMIDAE	Endangered (EN)	-
5.	<i>Gnorimus variabilis</i> (Linnaeus, 1758)	SCARABAEIDAE	Vulnerable (VU)	LSG1; MK2004; MK2005; BSS
6.	<i>Ampedus hjorti</i> (Rye, 1905)	ELATERIDAE	Vulnerable (VU)	-
7.	<i>Lacon querceus</i> (Herbst, 1784)	ELATERIDAE	Vulnerable (VU)	(-)
8.	<i>Agathidium pulchellum</i> Wankowicz, 1869	LEIODIDAE	Vulnerable (VU)	PD II



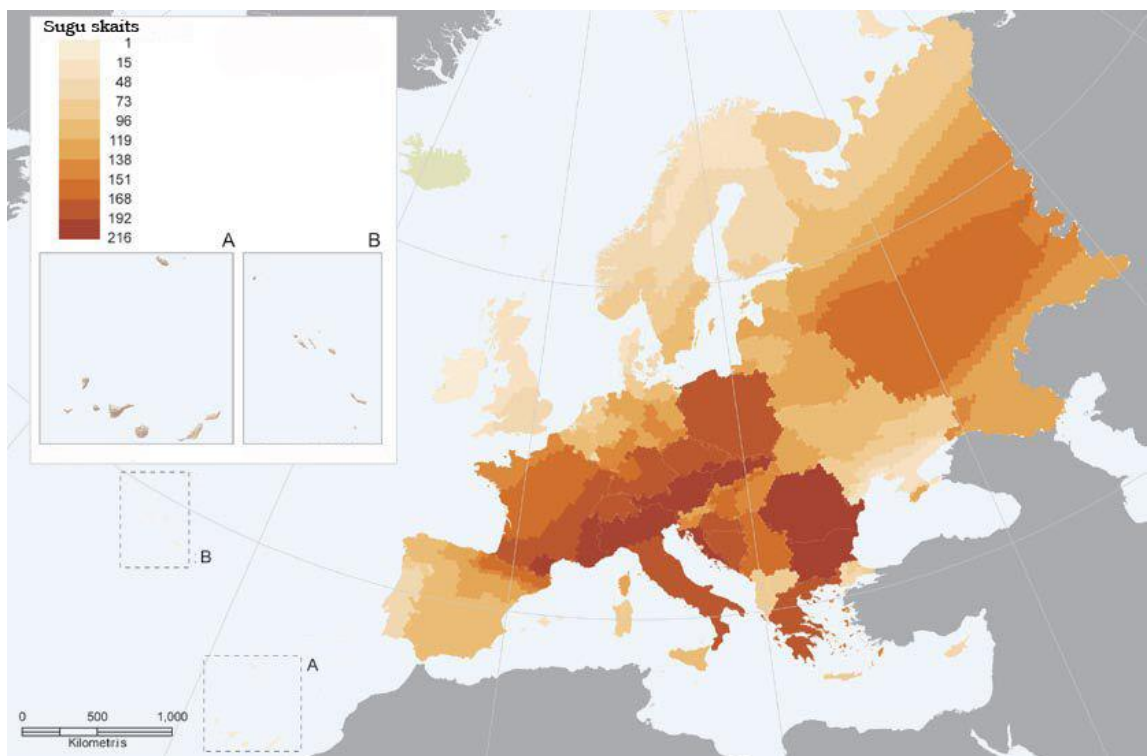
Attēls 62. Eiropā sastopamo IUCN Sarkanajā sarakstā iekļauto saproksilofāgo vaboļu sugu sadalījums pa apdraudējuma kategorijām



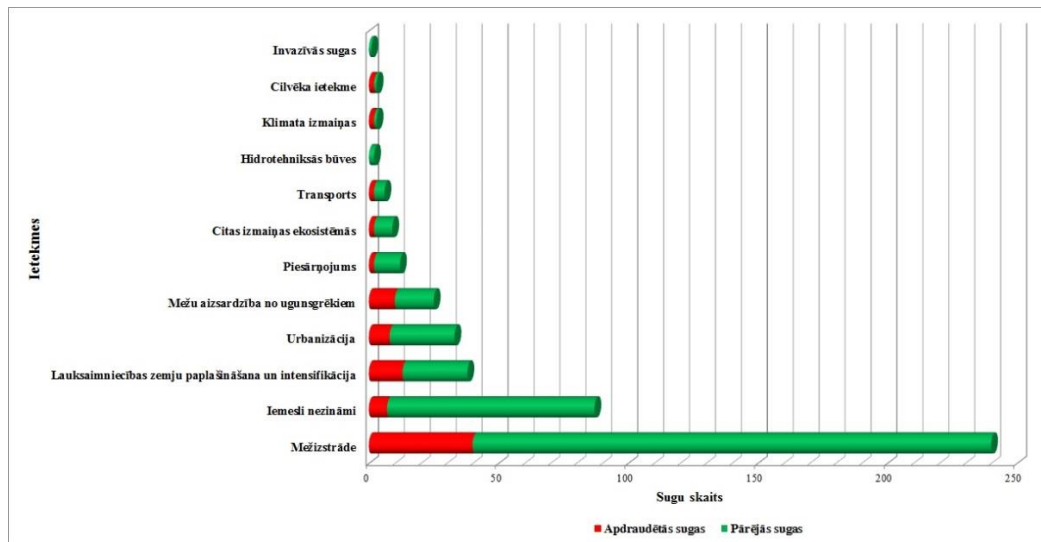
Attēls 63. Eiropas Savienībā sastopamo IUCN Sarkanajā sarakstā iekļauto saproksilofāgo vaboļu sugu sadalījums pa apdraudējuma kategorijām



Attēls 64. Latvijā sastopamo IUCN Sarkanajā sarakstā iekļauto saproksilofāgo vaboļu sugu sadalījums pa apdraudējuma kategorijām



Attēls 65. IUCN sarakstā iekļauto saproksilofāgo sugu sastopamības intensitāte Eiropā

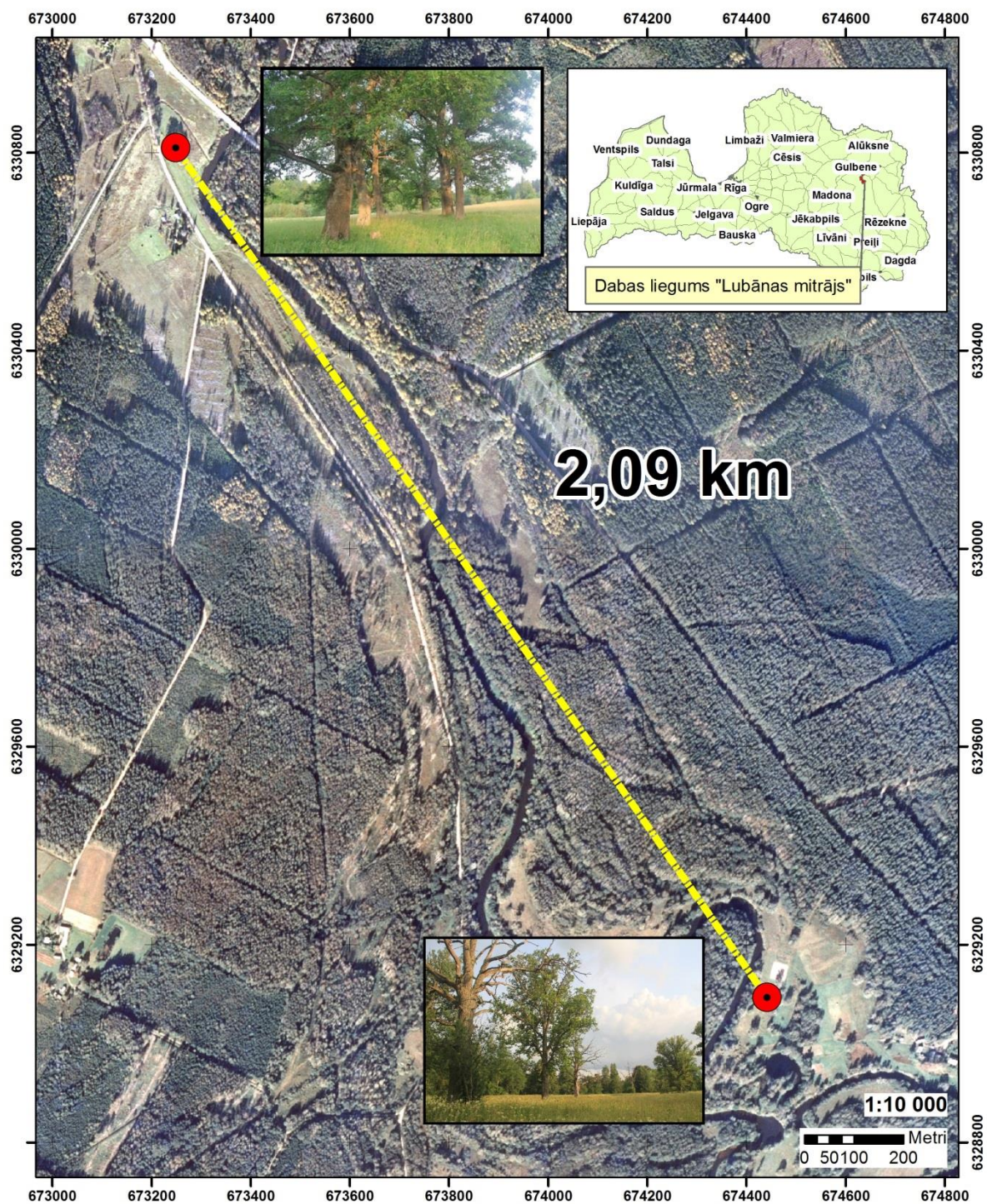


Attēls 66. IUCN sarakstā iekļautās saproksilofāgās sugas apdraudošie faktori

Dobumos sastopamo bezmugurkaulnieku sugu kopskaits Latvijā varētu būt vairāk nekā 500 sugas (Teļnovs, 2005). Dobumi ir sarežģīta ekoloģiskā sistēma, kurā sastopami bezmugurkaulnieki ar dažādām barošanās specializācijām - gan plēsēji, gan fitofāgi, gan parazīti utt. Lapkoku dobumus kā savu mājvietu ir izvēlējušies virkne reti sastopamu saproksilofāgo vaboļu sugu, piemēram, melnā praulvabole *Prionychus ater* (Fabricius, 1775), rūsganais sprakšķis *Elaterrugineus* (Linnaeus, 1758), marmora rožvabole *Protaetia lugubris* (Herbst, 1786), zeltītā rožvabole *Cetonia aurata* (Linnaeus, 1758), *Ampedus cardinalis* Schiödte, 1865, *Calambus bipustulatus* (Linnaeus, 1767) u.c.

Lai gan Latvijā īpaši aizsargājamo sugu sarakstā ir iekļauta *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763), veiktās ģenētiskās analīzes (Audisio et. al. 2007, LIFE+ projekta EREMITA MEADOWS nepublicētie dati) pierāda, ka Latvijā sastopama tikai viena šīs ģints suga - *Osmoderma barnabita* (Motschulsky, 1845). Šī suga ir viena no četrām Eiropā sastopamajām *O. eremita* sugu kompleksa sugām, kura ir tikusi aprakstīta jau vairāk nekā 160 gadus atpakaļ, bet agrāk ir tikusi lietota kā *O. eremita* sinonīms. Tā ir viena no nozīmīgākajām saproksilofītajām sugām, kuru daudzi autori iesaka izmantot kā 'lietussarga' sugu vesela sugu kompleksa aizsardzībai. Svarīgi mežaudzēs aizsargāt vecos dobumainos kokus. Pēdējie pētījumi liecina, ka vaboles spēj nolidot vairāku km attālumā.

Atbilstoši literatūrā publicētajiem datiem (Antonsson, 2002, Schaffrath, 2003, Teļnovs, 2005), imago dabiskas izplatīšanās spējas ir ļoti zemas - tikai 15-20% no visiem imago dzīves laika pamest „mātes koku” cita mājokļa meklēšanai. Individīdi, kas dodas ārpus „mātes koka”, pēc literatūras datiem parasti nepārvietojas tālāk par 200 m no tā. Dabiskā vidē veiktajos pētījumos līdz šim tālākais reģistrētais lapkoku praulgrauža vienā reizē nolidotais attālums ir 1454 m, bet tālākais nolidotais kopējais attālums 2361 m. Pētījums veikts dažādos Francijas reģionos un tajos konstatēts, ka labākas izplatīšanās spējas ir mātītēm. Līdzīgi dati iegūti arī projekta ietvaros veiktajos pētījumos ar feromonu lamatām. Dabas lieguma „Lubāna mitrājs” teritorijā izvietotajās lamatās noķertie īpatņi tika marķēti un atsevišķi īpatņi tika noķerti atkārtoti citās lamatās, turklāt maksimālais attālums starp lamatām, kurās tika konstatēti vieni un tie paši īpatņi sastādīja vairāk nekā 2 km. Izbrīnu rada fakts, ka vienā no gadījumiem īpatnis ir pārvarējis ļoti platu meža joslu (iespējams izmantojot upi kā transporta koridoru). Veiktie pētījumi liecina, ka šīs sugas īpatņu izplatīšanās spējas varētu būt lielākas nekā sākotnēji uzskatīts. **Par to nepieciešami papildus pētījumi, jo iespējams, tas var mainīt arī ar meža apsaimniekošanu saistītas lietas.**



Attēls 67. Lapkoku praulgrauža marķēšanas eksperiments DL „Lubāna mitrājs”

Lapkoku praulgrauzis ir saproksilofāga suga, kas ir cieši saistīta ar īpašu mikrobiotopu – veco lapu koku dobumiem. Līdz nesenam laikam, 20. gadsimta 90-iem gadiem, bija ļoti maz datu par šīs sugas ekoloģiju. Tas galvenokārt skaidrojams ar šīs sugas bioloģijas un ekoloģijas īpašībām, proti – slēpto dzīvesveidu. Kopuma, ar koksnes pēdējo sukcesijas stadiju saistītās vaboļu sugas parasti nav specializējušās uz kādu konkrētu koku sugu, bet gan ļoti izteikti specializējas uz dažādiem trūdu tiptiem, mikroklimatiskiem režīmiem un koksnes struktūru (Palm, 1959; Warren, Key, 1991).

Atšķirības mikroklimatiskajos un barības režīmos ir galvenie iemesli dobumos mītošo vaboļu sugu sastopamībai konkrētajos kokos to populāciju vietās. Lapkoku praulgrauzis ir suga, kas visas savas attīstības cikla stadijās ir saistīta ar veco lapu koku dobumiem. Izņēmuma gadījumos suga ir tikusi konstatēta arī uz skujkokiem (Martin, 1993). Latvijā ir zināms tikai viens sugas novērojums uz skujkokiem (Telnov, 2005). Eiropā lapkoku praulgrauzis galvenokārt apdzīvo dažādas ozolu sugas, pamatā *Quercus robur*, un dižskabārdi *Fagus sylvatica* (Ranius, Nilsson, 1997). Tomēr apdzīvo arī citas dobumus veidojošas koku sugas. Latvijā suga konstatēta uz vairākām lapu koku un vienas skujkoku sugas. Suga apdzīvo kokus ar dažādu stumbra diametru un noteicošais faktors koka izvēlē ir atbilstoša dobuma esamība, nevis stumbra diametrs. Līdzīgi ir ar apdzīvoto koku vecumu. Sākot no 70 gadu veciem kokiem, kad dobums jau ir pietiekami liels, lai tajā būtu atbilstošais praulu daudzums līdz vairākus simtus gadu veciem kokiem. Piemēram, ozolam dobums sāk veidoties 150-200 gadu vecumā, kad stumbra diametrs sasniedz 50 cm (slēgtos mežos uz nabadzīgām augsnēm augošiem kokiem) līdz 100 cm (atklātās vietās augošiem kokiem).

Pēc vairāku pētījumu rezultātiem (Ranius, Nilsson, 1997; Telnovs, 2005), lapkoku praulgrauža sastopamība ir tieši proporcionāla tam, kurā koka puse ir dobuma atvērums un kāds ir vainagu slēgums. Ideālākais sugas biotops ir veco platlapju grupa atklātā saulainā vietā un, kur attālums starp kokiem ir vidēji 20-50 m, un esošo dobumu atvērumi ir uz dienvidu pusi. Pat ja biotops ir sugai derīgs, apdzīvoto koku procents reti pārsniedz 60% no teritorijā esošo dobumaino koku kopskaita. Pēc Kelner-Pillault (1974) pētījumiem, dobuma atvēruma izvietojums dienvidu (saules) pusē paaugstina temperatūru dobuma iekšienē, kas pozitīvi ietekmē sugas kāpuru attīstību. Ziemas periodā saules pusē izejošos dobumos temperatūra ir augstāka un, ja temperatūra pārsniedz +5°C, palielinās kāpuru aktivitāte un attīstība var norisināties arī ziemas vai rudens laikā (respektīvi, saules siltums, kas ienāk pa dobuma atvērumu pagarina sugas kāpuru attīstības periodu par dažām nedēļām gadā). Savukārt, ja dobums ir vērsts uz ziemeļiem, kāpuru attīstība ilgst ilgāku laiku. Īpaši liela nozīme dobuma atvēruma pozīcijai ir ziemas un pavasara periodā, kad saules stariem netraucē koka lapotne.

Putnu ligzda vai tās paliekas dobumā kalpo kā buferis, kas aiztur lielu daudzumu lietus vai sniega kušanas ūdens, un līdz ar to pozitīvi ietekmē dobuma vides pastāvīgumu. Sugu īpatņu skaits dobumos ar putnu ligzdām ir vidēji lielāks, nekā dobumos bez tām. Kopumā var teikt, ka sugu sastopamību ietekmējošo faktoru vidū lielākā nozīme ir siltumam un dobuma iekšējās vides (temperatūras un mitruma) pastāvīgumam. Suga ir diezgan izturīga pret substrāta mitruma izmaiņām, jo spēj izdzīvot mitruma diapazona no 12% līdz 77% (Dajoz, 1980). Sugas īpatņu skaits ir tieši atkarīgs arī no praulu daudzuma, toties ļoti lielos dobumos sugas indivīdi nav sastopami lielākā skaitā, kā vidēji lielos dobumos (kam pagaidām nav atrasts zinātnisks izskaidrojums).

No dabiskajiem lapkoku praulgrauža biotopiem, vislielākā nozīme ir ozolu mežiem un upju palienēm (24% un 10% no visu sugas atradņu Latvijas teritorijā), starp mākslīgiem biotopiem lielākā nozīme ir parkveida pļavām un lauku parkiem (attiecīgi 11% un 22% no visām sugas atradnēm) (Telnov, 2005).

Tā kā Latvijas teritorijā nav plaši izplatīti vecie dabiskie platlapju meži, tad arī lapkoku praulgrauža izplatība ir saistīta galvenokārt ar parkiem un citiem apstādījumiem, kā arī ar upju

meandru lokos un palienēs augošiem veciem platlapjiem. Līdz ar to sugas visapdzīvotākie rajoni ir tie, kuros ir saglabājušies vecie, dabiskie ozolu un citu platlapju meži (piem., Gulbenes novads), ir sastopami vairāk vecie platlapji un skujkoki upju palienes (piem., Valkas novads), vai arī daudz veco apstādījumu (piem., Cēsu un Ventspils novadi) (Telnovs, 2005).

Līdz ar mežizstrādes un lauksaimniecības intensitātes pieaugumu Latvijā pēdējo gadu laikā un ar virkni saimniecisko pasākumu, kas arvien aktivizējas parkos un apstādījumos un ar to saistīto lapkoku praulgrauža populāciju skaita un apdzīvotās teritorijas platības samazināšanos, nav iespējams viennozīmīgi un precīzi secināt, vai pašreizējā sugas aizņemtā teritorija spēj nodrošināt dzīvotspējīgas populācijas ilgstošu saglabāšanos.

Latvijā lapkoku praulgrauzim viens no vislabāk piemērotākajiem biotopiem ir parkveida pļavas. Lapkoku praulgrauzis ir viena no četrām kukaiņu sugām, kas biotopa apsaimniekošanas vadlīnijās norādīta kā tieši atkarīga no Parkveida pļavām un ganībām (Eriksson 2008). Būtiski apzināties, ka lapkoku praulgrauzis ir lietussargsuga, kurai, nodrošinot atbilstošus dzīves apstākļus, varam rēķināties, ka būs palīdzēts arī vairākiem simtiem citu bezmugurkaulnieku sugu (Antonsson 2002, Ranius 2002, Telnovs 2005). Latvijā pašlaik tā ir arī vienīgā no biotopa atkarīgā suga, par kuras izplatību un ekoloģiju ir pietiekami daudz informācijas, lai būtu iespējams kaut daļēji uzsākt parkveida pļavu biotopa analīzi ainavekoloģiskā skatījumā, pielietojot metapopulāciju teorijas atziņas.

Lai uzskatāmāk novērtētu praulgraužu un tiem ekoloģiski līdzīgo sugu dzīves apstākļus un to potenciālu nākotnē, ir lietderīgi potenciālajā dzīvotnē apzināt dažādu attīstības stadiju koku daudzumu, to augšanas apstākļus un izvietojumu telpā. Praulgraužiem piemēroti ir piektās un sestās attīstības stadijas koki (Ek, Johannesson 2005), kuriem jābūt atbilstošā daudzumā, izvietojumā, apstākļos un ar pietiekamu skaitu jaunāku koku klātbūtni, kas nākotnē aizstās vecos, bojāgājušos kokus. Praulgraužu dzīvei derīgi koki parasti ir 150 gadus vai vecāki (Ek, Johannesson 2005, Ranius, Nilsson 1997, Telnovs 2005).

Metapopulācijas ilgtspējīgai dzīvotspējai ir svarīgs pietiekams savstarpēji mijiedarbojošos mikropopulāciju skaits. Analizējot vairākus pētījumus, par lapkoku praulgrauzi un rūsgano sprakšķi *Elatér ferrugineus*, secināts, ka ilgtspējīgai metapopulācijai vajadzīgi vismaz 20 šo sugu apdzīvoti dobumaini koki (Jansson, Bergman 2006, Bergman 2006). Dažādu situāciju izpēte rāda, ka ap 20 šo sugu apdzīvoti koki iespējami tad, ja kopējais dobumaino koku skaits ir 160 (Bergman 2006, Ek, Johannesson 2005). Taču, ņemot vērā, ka reālajā dzīvē tiem ir dažāda kvalitāte, un domājot par pilnu saproksīlo sugu spektru dzīvotnē, vajadzīgais dobumaino koku skaits kopumā var sasniegt 2670 (Jansson, Bergman 2006, Bergman 2006). Kopējā dzīvotnes telpā vajadzīgi arī jaunāki koki, kas vecos kokus aizstās nākotnē, un vietu aizņem arī vecie koki, kas vairs nav derīgi praulgraužiem, bet joprojām var būt noderīgi kādām citām sugām, kā arī jāreķinās, ka kokiem jābūt pietiekamā izretinājumā un pilnvērtīgā biotopā ir arī līdz pat vienu ha lielas klajas lauces. No otras puses sugai pašlaik un nākotnē noderīgajiem kokiem nevajadzētu būt savstarpēji tālāk par 200-300 m, kas ir maksimālais attālums, kādā praulgrauži normāli spēj izplatīties un to mikropopulācijas mijiedarboties (Telnovs 2005, Antonsson 2002). Visu šo apstākļu kombinācija nosaka, ka minimālā platība, kurā iespējams nodrošināt sugas izdzīvošanai ilgtspējīgus apstākļus, sākas no aptuveni 57 ha (noapaļojot 60 ha), bet dažām sugām vajadzīgi pat 954 ha (Jansson, Bergman 2006, Bergman 2006).

Iepriekš noskaidrotais nosacīti pilnvērtīgai dzīvotnei minimāli vajadzīgās platības sliekšnis – 60 ha nav vienīgā patiesība attiecībā uz parkveida pļavu un ganību kvalitāti. Dažādām sugām kritiskais platības sliekšnis var būt atšķirīgs, arī mazākās platībās var būt retas sugas, kas pamato biotopa aizsardzības nepieciešamību, tāpat ir sugas, kam vajadzīga daudz lielāka platība (Bergman et al. 2012). Biotopa apsaimniekošanas vadlīnijās tiek rekomendēts pirms lēmumu pieņemšanas sīkāk izpētīt,

kādas īpaši aizsargājamās sugas apdzīvo konkrēto vietu un rīcību veidot atbilstoši šo sugu ekoloģijai (Eriksson 2008). Tomēr, saprotot, ka ir maza varbūtība, ka Latvijā pietiks ekspertu kapacitātes savlaicīgi, pirms biotops izzudis pavisam, katru atradni izpētīt padziļināti, ir aktuāli atrast vienkāršākus paņēmienus mērķtiecīgai rīcībai. Lai cik aptuvens būtu šis 60 ha sliekšnis un, lai kā tas nākotnē tiktu korigēts jaunu pētījumu rezultātā, šobrīd Latvijas neskaidri apzinātajā biotopa kopainā tas var būt praktiski noderīgs instruments. Šis platības sliekšnis ļauj vismaz aptuveni identificēt vietas, kur varētu būt potenciāls pastāvēt nosacīti pilnam spektram biotopa sugu sabiedrību. Tās bez šaubām no bioloģiskās daudzveidības viedokļa gan satura, gan funkciju piesātinājuma ziņā ir nozīmīgākas vietas salīdzinājumā ar citām

Dzeltenkrūšu ēnvalhole *Phryganophilus* (s. str.) *ruficollis* (Fabricius, 1798) ir vidēji liela vabole, kas pieder ēnvalhoļu (Melandryidae) dzimtai (Insecta: Coleoptera). Palearktikas reģionā ir sastopamas piecas *Phryganophilus* ģints sugas (Nikitsky, Pollock 2008), no kurām Latvijā pagaidām reģistrēta tikai *P. ruficollis* (Telnov 2004). Šī suga ir aizsargājama gan Latvijā, gan ES.

Phryganophilus ruficollis pieaugušās vaboles ir 10-18 mm garas (Gutowski 2008; Kaszab 1969; Kubisz 2004; Lundberg 1993, Nikitsky 1988; Reirāskag 2006). Tēviņi ir nedaudz sīkāki un slaidāki par mātītēm (Gutowski 2009). Vaboles ķermenis dorsāli ir melns ar neizteiktu tumši zilu spīdīgumu, priekškrūšu vairogs, vēderiņa pēdējie ventrīti un bieži arī kājas pilnīgi vai daļēji oranži vai sarkani.

Phryganophilus ruficollis ir iekļauta Eiropas Savienības direktīvā „Par dabisko dzīvotņu, savvaļas faunas un floras aizsardzību” kā prioritāri aizsargājamā suga (Council Directive 1992). Sugai ir plašs izplatības areāls, kas aptver visu Palearktikas meža joslu no Japānas un Krievijas Tāliem Austrumiem līdz Atlantijas okeānam (Nikitsky, Pollock 2008)

Pieejamā informācija par *Phryganophilus ruficollis* izplatību un bionomiju kopumā ir relatīvi maz un fragmentāra. Lielākoties suga zināma no vienas līdz pāris atradnēm katrā valstī, lielākoties uzīeta nejauši un populācijas nav speciāli pētītas. Piemēram, vienīgā sugas atradne Francijā ir no 1886. gada (Richoux 2007), Vācijā līdz 2010. gadam suga bija zināma tikai pēc vēsturiskām atradnēm (Aßmann 2010; Fuchs, Bußler 2010).

Latvijā *Phryganophilus ruficollis* zināms jau kopš 1867. gada, bet kopējais ievākto eksemplāru skaits pašlaik ir tikai divi eksemplāri.

Neskatoties uz sugas augsto aizsardzības statusu, precīzu ekoloģisko un bioloģisko datu par *Phryganophilus ruficollis* ir visai maz. No Palearktikas Āzijas daļas ir tikai faunistiskā informācija (Nikitsky 1988; Nikitsky, Pollock 2008) bez jebkādiem datiem par ekoloģiju. Savukārt no Palearktikas Eiropas daļas informācija par ekoloģiju ir vienīgi no Polijas un Fenoskandijas valstīm.

Analizējot visu pieejamo informāciju (literatūra un entomologu personīgi sniegtā informācija), secinājumi par *Phryganophilus ruficollis* ekoloģiju ir šādi (Tabula 25):

- ✚ **Efemers** (imago ļoti īss aktivitātes periods)
- ✚ **Stenotops** (apdzīvo noteiktu mikrobiotopu)
- ✚ **Silvikols** (saistīts ar mežiem)
- ✚ **Ksilodetritikols** (saistīts ar trūdošu koksni dažādās tās sadalīšanas stadijās)
- ✚ **Sastopams tikai bioloģiski vecos mežos ar lielu kritalu daudzumu laika skalā**
- ✚ **Kāpuru attīstība konstatēta *Betula* spp., *Picea abies*, *Quercus robur* koksne**
- ✚ **Micetofāgs** (vismaz daļēji pārtiek no koksnes sēnēm)

Literatūras datu apkopojums par *Phryganophilus ruficollis* bionomiju

N.p.k.	Biotopa, mikrobiotopa apraksts, jebkura papildinformācija	Reģions vai valsts	Avots
1.	Bioloģiski vecs mežs, kāpuri atrasti trūdošā ozola koksne. Koks atradās mežmalā, atklātā vietā. Koka stumbrs nokritis, negulēja uz zemes, bet gan turējās uz lieliem zariem ~1 m virs zemes virsmas. Koka diametrs krūšu augstumā ~30 cm, koka garums (augstums) vismaz 12 m. Miza bija lielākoties jau nokritusi. Koksne stumbra ārpusē mīksta un satrupējusi, iekšpusē cieta un svaiga. Kāpuri novēroti graužot koksni. Attīstības cikls vismaz 2-3 gadi.	Zviedrija	Palm 1940; 1959
2.	Atrasts kopā ar <i>Piptoporus betulinus</i> augļķermeni un micēliju.	Norvēģija	Zachariassen 1980
3.	Suga attīstās zemē guļošo bērzu kritalu ļoti mitrā un mīkstā koksne. Apdzīvots bērza stumbra kritalas gabals bieži apaudzis ar <i>Trametes versicolor</i> piepes augļķermeņiem. Kāpuri konstatēti bērza kritālā, kas nokritusi vismaz 10 gadus pirms meža ugunsgrēka, apdzīvoto bērza kritalu diametri no 10 līdz 30 cm.	Norvēģija	Lundberg 1984
4.	Suga sastopama baltmuguras dzeņa (<i>Dendrocopos leucotos</i>) biotopā. Šī suga var būt „lietussargs” <i>Phryganophilus ruficollis</i> .	Somija	Martikainen et al. 1988
5.	Stenotops, silvikols, ksilodetrītikols. Primārie vai bioloģiski vecie lapkoku meži. Ārēji satrupējusi, mīksta, bet iekšēji cieta, iekšēji sēņu micēlija pārpilna ozola koksne, dižskābarža koksne, atsevišķos gadījumos uz balķiem.	Viduseiropa	Koch 1989
6.	Priedes nav piemērotas sugas attīstībai. Degusi egles un bērza koksne ir piemērotas. Konstatēts kopā ar piepēm <i>Piptoporus betulinus</i> , <i>Fomes fomentarius</i> , <i>Phellinus igniarius</i> , <i>Trametes versicolor</i> , <i>Diplomitoporus lindbladi</i> . Kāpuri novēroti graužot apdegušas egles kritalas koksni.	Norvēģija, Somija, Zviedrija	Lundberg 1993
7.	Attīstās dažādu lapu koku sugu (galvenokārt – ozola) stipri satrupējušī koksne. Kāpuri apdzīvo atmirušus, nokritušus ozolu stumbrus, kur daļa kāpuru dzīvo zem stipri sadalījušās mizas, bet daļa – trūdošā, diezgan mīkstā koksne. Pārziemo kāpuri un kūniņas. Attīstības cikls ne mazāks par 2-3 gadiem.	Krievija (Eiropas daļa)	Nikitksy et al. 1996
8.	Izskatās, koka sugai nav nozīmes, nozīme ir trapes tipam un piepju micēlijam. Konstatēts uz dzeltenīga micēlija <i>Diplomitoporus lindbladi</i> uz egles kritalas, piepe noteikta ar DNS metodi.	Norvēģija	Reiråskag 2006
9.	Atkarīgs no atmirušas koksnes ar dzelteno trupi (micēliju) un, iespējams, sugu pozitīvi ietekmē meža ugunsgrēki. Egles dominējošie vecie meži ar lielas dimensijas egles kritālām var būt piemērots biotops sugai.	Zviedrija	Pettersson et al. 2007

	Suga konstatēta uz bērza kriticalas ar <i>Diplomitoporus lindbladi</i> piepi.		
10.	Suga sastopama arī atjaunos mežos, vabole konstatēta uzreiz pēc kontrolēta meža ugunsgrēka.	Somija	Kitö 2008
11.	Attīstības cikls vismaz 2-3 gadi, Ziemeļeiropā var būt arī ilgāks. Konstatēts bioloģiski vecā skujkoku jauktā mežā (<i>Calamagrostio-Piceetum</i> un <i>Tilio-Carpinetum</i>). Kāpuri attīstās stipri satrupējusī egles kriticalas sarkanbrūnā koksne. Kāpuri barojas vietās ar balto micēliju, bet koksne izplatīta bija brūnā trupe. Apdzīvo trūdošo koksni kriticalās. Saproksilobionts un micetofāgs.	Polija	Gutowski 2009
12.	Pirmatnējo mežu relikts, sastopams trūdošā, micēlija bagātā ozolu un dižskābaržu koksne.	Austrija	Paill, Mairhuber 2010
13.	Pirmatnējo mežu relikts.	Austrija	Zettel, Rabitsch 2010
14.	Efemera suga, kuras imago dzīvo maksimāli 2 nedēļas. Vaboles izmanto siltas, saulainas dienas jaunu, attīstībai piemērotu koku meklēšanai. Sastopams līdzenumos līdz zemajiem kalniem. Pirmatnējo mežu relikts. Atmirušai koksnei sugas biotopā jāatrodas nepārtraukti un dažādās sadalīšanas pakāpēs. Pārziemo kāpura un kūniņas stadijā.	Vācija	Anonīms 2012

Literatūrā atrodams neliels skaits ar *Phryganophilus ruficollis* atradņu biotopu un mikrobiotopu aprakstiem vai attēliem. Pieejamās fotogrāfijās attēloti dažāda vecuma skujkoku un jaukti meži ar atmirušu koksni. Tomēr attēlos redzami biotopi neliecina par īpaši lielu atmirušās koksnes daudzumu biotopā vai kādām citām specifiskām pazīmēm. Šādi biotopi ir salīdzinoši plaši izplatīti visā Latvijas teritorijā un tie (vismaz daļēji) atbilst Boreālo mežu (biotopa kods 9010, Palearktikas biotopu klasifikatora kodi 41.B8, 41.C3, 41.D5, 42.C) un ozolu mežu (biotopa kods 9160, Palearktikas biotopu klasifikatora kods 41.24) definīcijai.



Attēls 68. *Phryganophilus ruficollis* biotops Polijas austrumu daļā (Gutowski 2009): kriticalām bagāts vidēji vecs egļu meža nogabals.



Attēls 69. *Phryganophilus ruficollis* biotops Polijas austrumu daļā (Gutowski 2010): dabisks egļu meža nogabals ar 3. sadalīšanas pakāpes egles stumbra kriticalu



Attēls 70. *Phryganophilus ruficollis* biotops Zviedrijā ar loga lamatu (Pettersson et al. 2007): vidēji vecs jaukts egļu-bērzu meža nogabals ar lielu bērza kritalu skaitu



Attēls 71. *Phryganophilus ruficollis* mikrobiotops Norvēģijā (Lundberg 1993): 4. sadalīšanas pakāpes bērza kritala aizaugošā izcirtumā

Phryganophilus ruficollis atrofiski tiek raksturots kā micetofāgs (Gutowski 2009), jo vairakkārt novērots barojoties ar piepju micēliju pārpilnu koksni. Specializācija tieši uz konkrētas piepju sugas vai grupas izskaidro arī sugas sastopamību un attīstību koksnes struktūras ziņā dažādu lapu un skuju koku sugu koksņē. Pēdējos gados izvirzīta hipotēze (Reirāskag 2006), ka šai sugai nav saistības ar noteiktu koku sugu, bet gan ar koksnes sēnēm (Tabula 26).

Phryganophilus ruficollis (Fabricius, 1798) piepju sugu apdzīvotie biotopi un sastopamība Latvijā.

N.p.k.	Piepju suga (alfabētiskā secībā)	Piepju substrāts (pēc Meiere 2002)	Biotopi un piepju sugu sastopamība Latvijā (pēc Meiere 2002)
1.	<i>Diplomitoporus lindbladi</i> (Berk.) Gilbertson et Ryvarden	<i>Picea abies</i> kritālas	Egļu un jauktie meži, ļoti reti (piepe ir zināma Slīteres NP)
2.	<i>Fomes fomentarius</i> (Linnaeus ex Fries) Fries	<i>Betula</i> spp. kritālas un atmirstošie un atmīrušie stumbeņi	Bērzu un jauktie meži, apstādījumi, ļoti bieži
3.	<i>Phellinus igniarius</i> (Linnaeus ex Fries) Quélet	<i>Salix caprea</i> un citi lapu koki, uz stumbriem	Lapu koku mežos un apstādījumos, ļoti bieži
4.	<i>Piptoporus betulinus</i> (Bulliard ex Fries) P. Karsten	<i>Betula</i> spp. atmirstošie stumbri un kritālas	Lapu koku un jauktie meži, ļoti bieži
5.	<i>Trametes versicolor</i> (Linnaeus ex Fries) Pilāt	Atmīrušie lapu koki	Lapu koku meži, reti

Visas piepju sugas, uz kurām pēc literatūras datiem reģistrēts *Phryganophilus ruficollis*, Eiropā ir samērā plaši izplatītas un arī Latvijā. Lielākai daļai sugu (*Fomes fomentarius*, *Phellinus igniarius*, *Piptoporus betulinus*, *Trametes versicolor*) Latvijā ir zināmas daudz atradnes pa visu valsts teritoriju (reti līdz ļoti bieži sastopamas sugas). *Diplomitoporus lindbladi* Latvijā ir ļoti reta suga, ar 5-10 reģistrētām atradnēm, taču Fenoskandijā šī suga ir parasta un plaši izplatīta (J. Stokland, personīgs ziņojums).

Sugai ir plašs izplatības areāls, kas aptver visu Palearktiskas meža joslu no Japānas un Krievijas Tāliem Austrumiem līdz Atlantijas okeānam (Nikitsky, Pollock 2008). Sugas sastopamība ir reģistrēta šādās valstīs (alfabētiski, pēc Nikitsky, Pollock 2008): Austrija, Baltkrievija, Bosnija un Hercegovina, Čehija, Francija, Horvātija, Igaunija (suga Igaunijas faunai ir publicēta bez nevienas konkrētas atradnes – Sūda I., personīgs ziņojums), Japāna, Krievija (ieskaitot valsts austrumu un rietumu daļas), Ķīna (tikai ziemeļu daļa), Latvija, Mongolija, Norvēģija, Portugāle, Polija, Rumānija, Serbija un Melnkalne, Slovākija, Spānija, Somija, Ukraina, Vācija, Zviedrija. Fauna Europaea (2011) papildus norāda arī Ungāriju. Savukārt Grieķija un Slovēnija pirmoreiz pieminētas Fuchs & Bußler (2010) rakstā.

Pieejamā informācija par *Phryganophilus ruficollis* izplatību un bionomiju kopumā ir relatīvi maz un fragmentāra. Lielākoties suga zināma no vienas līdz pāris atradnēm katrā valstī, lielākoties uzīta nejauši un populācijas nav speciāli pētītas. Piemēram, vienīgā sugas atradne Francijā ir no 1886. gada (Richoux 2007), Vācijā līdz 2010. gadam suga bija zināma tikai pēc vēsturiskām atradnēm (Aßmann 2010; Fuchs, Bußler 2010).

Latvijā *Phryganophilus ruficollis* zināms jau kopš 1867. gada, bet kopējais ievākto eksemplāru skaits pašlaik ir tikai divi eksemplāri.

Latvijā aizsargājamo saproksilofito sugu saraksts (A. Barševskis, oriģināls, apkopojums pēc dažādiem avotiem)

Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
1.	<i>Boros schneideri</i> (Panzer, 1795)	BORIDAE	Endangered (EN)	PD II; MK2004; MK2005; BSS
2.	<i>Bostrichus capucinus</i> (Linnaeus, 1758)	BOSTRICHIDAE	Least Concern (LC)	-
1.	<i>Stephanopachys linearis</i> (Kugelann, 1792)	BOSTRICHIDAE	Least Concern (LC)	PD II; MK2004
2.	<i>Stephanopachys substriatus</i> (Paykull, 1800)	BOSTRICHIDAE	Least Concern (LC)	PD II; MK2004
3.	<i>Anaglyptus mysticus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
4.	<i>Aromia moschata</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	LSG4
5.	<i>Axinopalpis barbarae</i> (Krynicky, 1832)	CERAMBYCIDAE	Data Deficient (DD)	-
6.	<i>Axinopalpis gracilis</i> (Krynicky, 1832)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
7.	<i>Callidium aeneum</i> (DeGeer, 1775)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
8.	<i>Callidium coriaceum</i> Paykull, 1800	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
9.	<i>Callidium violaceum</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
10.	<i>Cerambyx cerdo</i> Linnaeus, 1758	CERAMBYCIDAE	Near Threatened (NT)	LSG1; Berne II; PD II, IV; MK2004; MK2005
11.	<i>Cerambyx scopolii</i> Fuesslins, 1775	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	☹
12.	<i>Chlorophorus figuratus</i> (Scopoli, 1763)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
13.	<i>Chlorophorus herbstii</i> (Brahm, 1790)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
14.	<i>Chlorophorus sartor</i> (O.F.Müller, 1766)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	☹
15.	<i>Clytus arietis</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
16.	<i>Cyrtoclytus capra</i> (Germar, 1824)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
17.	<i>Ergates faber</i> (Linnaeus, 1761)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	LSG1; MK2004; MK2005; BSS
18.	<i>Glaphyra umbellatarum</i> (Schreber, 1759)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
19.	<i>Gracilia minuta</i> (Fabricius, 1781)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	☹
20.	<i>Hylotrupes bajulus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
21.	<i>Leioderus kollari</i> Redtenbacher, 1849	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
22.	<i>Molorchus minor</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
23.	<i>Monochamus galloprovincialis</i> (Germar, 1818)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
24.	<i>Monochamus rosenmuelleri</i> (Cederhjelms, 1798)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	BSS
25.	<i>Monochamus saltuarius</i> Gebler, 1830	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
26.	<i>Monochamus sutor</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
27.	<i>Nathrius brevipennis</i> (Mulsant, 1839)	CERAMBYCIDAE	Data Deficient (DD)	☹

Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
28	<i>Obrium brunneum</i> (Fabricius, 1792)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
29	<i>Obrium cantharinum</i> (Linnaeus, 1767)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
30	<i>Phymatodes testaceus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
31	<i>Plagionotus arcuatus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
32	<i>Plagionotus detritus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
33	<i>Poecilium alni</i> (Linnaeus, 1767)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
34	<i>Poecilium fasciatum</i> (Villers, 1789)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	☹
35	<i>Prionus coriarius</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	LSG1; MK2004; BSS
36	<i>Pyrrhidium sanguineum</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	☹
37	<i>Ropalopus clavipes</i> (Fabricius, 1775)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
38	<i>Ropalopus femoratus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
39	<i>Ropalopus macropus</i> (Germar, 1824)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
40	<i>Saperda perforata</i> (Pallas, 1773)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	BSS
41	<i>Saperda punctata</i> (Linnaeus, 1767)	CERAMBYCIDAE	Near Threatened (NT)	-
42	<i>Saperda scalaris</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
43	<i>Stromatium unicolor</i> (Olivier, 1795)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
44	<i>Tragosoma depsarium</i> (Linnaeus, 1767)	CERAMBYCIDAE	Near Threatened (NT)	LSG0; MK2004; MK2005; BSS
45	<i>Xylotrechus arvicola</i> (Olivier, 1795)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
46	<i>Xylotrechus rusticus</i> (Linnaeus, 1758)	CERAMBYCIDAE	Least Concern (LC)	-
47	<i>Gnorimus nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	SCARABAEIDAE	Least Concern (LC)	LSG1; MK2004; MK2005; BSS
48	<i>Gnorimus variabilis</i> (Linnaeus, 1758)	SCARABAEIDAE	Vulnerable (VU)	LSG1; MK2004; MK2005; BSS
49	<i>Osmoderma barnabita</i> Motschulsky, 1845	SCARABAEIDAE	Near Threatened (NT)	LSG1; Berne II; PD II*, IV; VU; MK2014; MK2005; BSS
50	<i>Protaetia lugubris</i> (Herbst, 1786)	SCARABAEIDAE	Least Concern (LC)	LSG2; MK2004; BSS
51	<i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	SCARABAEIDAE	Least Concern (LC)	-
52	<i>Valgus hemipterus</i> (Linnaeus, 1758)	SCARABAEIDAE	Least Concern (LC)	-
53	<i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scopoli, 1763)	CUCUJIDAE	Near Threatened (NT)	LSG1; Berne II; PD II, IV; VU; MK2004; MK2005
54	<i>Cucujus haematodes</i> Erichson, 1845	CUCUJIDAE	Critically Endangered (CR)	-
55	<i>Pediacus fuscus</i> Erichson, 1845	CUCUJIDAE	Least Concern (LC)	-
56	<i>Pediacus depressus</i> (Herbst, 1794)	CUCUJIDAE	Least Concern (LC)	-

Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
57	<i>Ampedus aethiops</i> (Lacordaire, 1835)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
58	<i>Ampedus balteatus</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
59	<i>Ampedus bouweri</i> Schimmel, 1984	ELATERIDAE	Data Deficient (DD)	-
60	<i>Ampedus cardinalis</i> (Schiödte, 1865)	ELATERIDAE	Near Threatened (NT)	-
61	<i>Ampedus cinnabarinus</i> (Eschscholtz, 1829)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
62	<i>Ampedus elegantulus</i> (Schönherr, 1817)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
63	<i>Ampedus elongatulus</i> (Fabricius, 1787)	ELATERIDAE	Near Threatened (NT)	-
64	<i>Ampedus erythrogonus</i> (P.W.J.Müller, 1821)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
65	<i>Ampedus hjorti</i> (Rye, 1905)	ELATERIDAE	Vulnerable (VU)	-
66	<i>Ampedus nigrinus</i> (Herbst, 1784)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
67	<i>Ampedus nigroflavus</i> (Goeze, 1777)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
68	<i>Ampedus pomonae</i> (Stephens, 1830)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
69	<i>Ampedus pomorum</i> (Herbst, 1784)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
70	<i>Ampedus praeustus</i> (Fabricius, 1792)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
71	<i>Ampedus sanguineus</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
72	<i>Ampedus sanguinolentus</i> (Schrank, 1776)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
73	<i>Ampedus tristis</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
74	<i>Ampedus vandalitae</i> Lohse, 1976	ELATERIDAE	Data Deficient (DD)	-
75	<i>Calambus bipustulatus</i> (Linnaeus, 1767)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
76	<i>Cardiophorus gramineus</i> (Scopoli, 1763)	ELATERIDAE	Near Threatened (NT)	-
77	<i>Cardiophorus ruficollis</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
78	<i>Danosoma conspersus</i> (Gyllenhal, 1808)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
79	<i>Danosoma fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
80	<i>Denticollis borealis</i> (Paykull, 1800)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	BSS
81	<i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
82	<i>Denticollis rubens</i> Piller, Mitterpacher, 1783	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	MK2004
83	<i>Diacanthous undulatus</i> (DeGeer, 1774)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	BSS
84	<i>Elater ferrugineus</i> Linnaeus, 1758	ELATERIDAE	Near Threatened (NT)	-
85	<i>Lacon lepidopterus</i> (Panzer, 1801)	ELATERIDAE	Endangered (EN)	-
86	<i>Lacon querceus</i> (Herbst, 1784)	ELATERIDAE	Vulnerable (VU)	-
87	<i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
88	<i>Melanotus villosus</i> (Geoffroy, 1785)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-
89	<i>Procraterus tibialis</i> (Lacordaire, 1835)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	-

Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
90	<i>Stenagostus rufus</i> (DeGeer, 1774)	ELATERIDAE	Least Concern (LC)	LSG2; MK2004
91	<i>Dacne bipustulata</i> (Thunberg, 1781)	EROTYLIDAE	Least Concern (LC)	-
92	<i>Triplax aenea</i> (Schaller, 1783)	EROTYLIDAE	Least Concern (LC)	-
93	<i>Triplax russica</i> (Linnaeus, 1758)	EROTYLIDAE	Least Concern (LC)	-
94	<i>Tritoma bipustulata</i> Fabricius, 1775	EROTYLIDAE	Least Concern (LC)	-
95	<i>Tritoma subbasalis</i> (Reitter, 1896)	EROTYLIDAE	Least Concern (LC)	-
96	<i>Clypeorhagus clypeatus</i> (Hampe, 1850)	EUCNEMIDAE	Data Deficient (DD)	-
97	<i>Eucnemis capucina</i> Ahrens, 1812	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
98	<i>Hylis foveicollis</i> (Thomson, 1874)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
99	<i>Hylis olexai</i> (Palm, 1955)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
100	<i>Hylis procerulus</i> (Mannerheim, 1823)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
101	<i>Hylochares cruentatus</i> (Gyllenhal, 1808)	EUCNEMIDAE	Endangered (EN)	-
102	<i>Microrhagus lepidus</i> Rosenhauer, 1847	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
103	<i>Microrhagus pygmaeus</i> (Fabricius, 1792)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
104	<i>Otho spondyloides</i> (Germar, 1818)	EUCNEMIDAE	Data Deficient (DD)	-
105	<i>Rhacopus sahlbergi</i> (Mannerheim, 1823)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
106	<i>Xylophilus corticalis</i> (Paykull, 1800)	EUCNEMIDAE	Least Concern (LC)	-
107	<i>Agathidium pulchellum</i> Wankowicz, 1869	LEIODIDAE	Vulnerable (VU)	PD II
108	<i>Ceruchus chrysomelinus</i> (Hochenwarth, 1785)	LUCANIDAE	Near Threatened (NT)	LSG1; MK2004; MK2005; BSS
109	<i>Dorcus parallelipipedus</i> (Linnaeus, 1758)	LUCANIDAE	Least Concern (LC)	LSG2; MK2004; BSS
110	<i>Lucanus cervus</i> (Linnaeus, 1758)	LUCANIDAE	Near Threatened (NT)	LSG1; Berne III; PD II; MK2004; MK2005; BSS
111	<i>Platycerus caprea</i> (DeGeer, 1774)	LUCANIDAE	Least Concern (LC)	IS
112	<i>Platycerus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	LUCANIDAE	Least Concern (LC)	IS
113	<i>Sinodendron cylindricum</i> (Linnaeus, 1758)	LUCANIDAE	Least Concern (LC)	-
114	<i>Phryganophilus ruficollis</i> (Fabricius, 1798)	MELANDRYIDAE	Near Threatened (NT)	PD II; MK2004; MK2005
115	<i>Litargus connexus</i> (Geoffroy, 1785)	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
116	<i>Mycetophagus ater</i> (Reitter, 1879)	MYCETOPHAGIDAE	Data Deficient (DD)	-
117	<i>Mycetophagus decempunctatus</i> Fabricius, 1801	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
118	<i>Mycetophagus multipunctatus</i> Fabricius, 1792	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
119	<i>Mycetophagus piceus</i> (Fabricius, 1776)	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
120	<i>Mycetophagus populi</i> Fabricius, 1798	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-

Nr. P.k.	Suga	Dzimta	IUCN kategorija (Eiropas mērogā)	Statuss Latvijā
12	<i>Mycetophagus quadriguttatus</i> P.W.J.Müller, 1821	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
12	<i>Mycetophagus quadripustulatus</i> (Linnaeus, 1761)	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	IS
12	<i>Mycetophagus tschitscherini</i> (Reitter, 1897 nec Semenov, 1898)	MYCETOPHAGIDAE	Data Deficient (DD)	-
12	<i>Triphyllus bicolor</i> (Fabricius, 1776)	MYCETOPHAGIDAE	Least Concern (LC)	-
12	<i>Pytho depressus</i> (Linnaeus, 1767)	PYTHIDAE	Least Concern (LC)	-
12	<i>Calitys scabra</i> (Thunberg, 1784)	TROGOSITIDAE	Near Threatened (NT)	BSS
12	<i>Grynocharis oblonga</i> (Linnaeus, 1758)	TROGOSITIDAE	Least Concern (LC)	BSS
12	<i>Nemozoma elongatum</i> (Linnaeus, 1761)	TROGOSITIDAE	Least Concern (LC)	-
12	<i>Ostoma ferruginea</i> (Linnaeus, 1758)	TROGOSITIDAE	Least Concern (LC)	-
13	<i>Peltis grossa</i> (Linnaeus, 1758)	TROGOSITIDAE	Near Threatened (NT)	IS
13	<i>Thymalus limbatus</i> (Fabricius, 1787)	TROGOSITIDAE	Least Concern (LC)	BSS

O.Hedgren (2013) projekta atskaitē par Stokholmas apkārtnes mežos uz apsēm mītošajām vabolēm runā par apšu nozīmi saproksilofīto kukaiņu (īpaši – vaboļu) daudzveidības nodrošināšanai meža ekosistēmās un izcirtumos. Viņš ir pētījis gan izcirtumos augošās apses, gan mežos – apsu nogabalus. Tiek uzsvērtā apšu stumbeņu un kritalu nozīme. Tiek parādīta arī smalko apšu zaru nozīme tādām ekoloģiski nozīmīgām un stenotopām sugām, kā *Leiopus punctulatus* u.c. No atskaītes neizriet, kādi būtu ieteikumi, piem. cik apšu būtu optimāli atstāt cīsmās utt.

4.4.2.Celmi un atcelmošana

Pēdējos gados zinātnieki lielu uzmanību pievērš celmu izmantošanai tautsaimniecībā un tās ietekmes uz meža bioloģisko daudzveidību pētījumiem. Sevišķi aktīvi šī problēma tiek pētīta Skandināvijas valstīs un Kanādā, taču ir zinātniskas publikācijas arī par citiem reģioniem: Centrāleiropu, Lielbritāniju u.c. Galvenā uzmanība tiek pievērsta celmu lomas noskaidrošanai meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā ilgtermiņā. Lielākā daļa pētījumu līdz šim ir veltītas celmos dzīvojošajām saproksilofitajām vabolēm, kas kā modeļgrupa ir vieglāk izmantojamas pētījumu veikšanā. Mazāk rakstu pagaidām ir par celmu izņemšanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, augsni un meža turpmāko produktivitāti. Visus pētījumus par celmu nozīmi biodaudzveidības uzturēšanā nosacīti var iedalīt četrās grupās: 1) raksti, kuros tiek pētīta bezmugurkaulnieku daudzveidība un saproksilofīto kukaiņu sabiedrības dažādos celmos (atkarībā no koka sugas, celma diametra, augstuma un vecuma); 2) raksti par celmu nozīmi mežsaimniecībai kaitīgu sugu attīstībā un tālākā izplatībā mežaudzēs; 3) raksti par celmu izmantošanas ietekmi uz meža biodaudzveidību, par to izmantošanas veidiem; 4) raksti par celmu izņemšanas ietekmi uz koku (sevišķi – egļu) sakņu slimībām.

Walmsley J.D., Godbold D.L. (2010) sniedz apskatu par celmu izņemšanas bioenerģētikas vajadzībām ietekmi uz vidi. Autori norāda, ka celmu izvākšanai bioenerģētikas vajadzībām ir liela praktiska nozīme un daudzas priekšrocības. Pirmkārt, tā ir koksnes kurināmā ražošana, kas aizstāj fosilo kurināmo un mazina oglekļa izmešus. Otrkārt, tie ir papildus ieņēmumi mežsaimniekiem. Arī

izcirtumi kļūst vairāk sakārtoti, vieglāk apstādāmi ar jaunu mežu. Treškārt, mazina dažādu sēņu izraisīto koku slimību izplatīšanos (tai skaitā *Heterobasidion*). Tomēr, ir pietiekami daudz pierādījumu, ka gadījumos, ja celmu izņemšana notiek nekontrolēti un neievērojot pietiekamus piesardzības pasākumus, tā var nodarīt videi neatgriezenisku negatīvu ietekmi. Negatīvās sekas celmu izņemšanai ir organisko vielu mazināšanās meža augsnēs, iespējamā erozija un augsnes sablīvēšanās, izmaiņas dabiskajos vielu aprites procesos, barības elementu mazināšanās augsnē, tās produktivitātes pazemināšanās, nezināma ietekme uz meža turpmāko produktivitāti, mežam neraksturīgu, bieži invazīvu sugu ienākšana biotopos, kas var veicināt herbicīdu izmantošanu un visbeidzot – samazina meža bioloģisko daudzveidību, īpaši – sūnu, ķērpju, sēņu un bezmugurkaulnieku sugām. Lai mazinātu celmu izņemšanas negatīvo ietekmi, autori ierosina uzkrāt un izplatīt labāko pieredzi. Līdzšinējie pētījumi vairāk veikti saistībā ar celmu izņemšanas ietekmi uz koku sakņu slimībām un meža bioloģisko daudzveidību. Daudz mazāk ir pētījumu par celmu izņemšanas ietekmi uz augsnes sastāvu un turpmāko meža produktivitāti.

Hjältén J., Stenbacka F., Andersson J. (2010) pētījuma galvenais mērķis bija noteikt dažāda augstuma celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, saistībā ar celmu izņemšanu no meža ekosistēmām. Pētījumi tika veikti 10 izcirtumos Zviedrijas ziemeļos, kur saproksilofītās vaboles tika pētītas pie zemiem celmiem, augstiem celmiem un pie vertikāli stāvošiem nokaltušu koku stumbeņiem. Materiāls tika ievākts ar speciālām „izskreju” lamatām (emergence traps), kopā 929 īpatņi no 120 sugām. Autori, konstatē, ka zemo celmu izņemšana būtiski ietekmē meža saproksilofīto vaboļu biodaudzveidību un ka nepieciešams izstrādāt kompensējošos mehānismus, kas mazinātu ietekmi.

Zviedru meža entomologi Victorsson J.D., Jonsell M., (2012) analizē egļu celmu izņemšanas ietekmi uz saproksilofīto vaboļu bioloģisko daudzveidību Zviedrijas cirmās. Viņi norāda, ka celmu ieguve bioenerģētikas vajadzībām ir jauna mežsaimniecības aktivitāte, kas maz pētīta, tāpēc ir svarīgi izprast svarīgākās likumsakarības un sekas, kas saistītas ar tās ietekmi uz meža biodaudzveidību. Saproksilofītiskās vaboles ir saistītas ar mirušu koksni. Samazinoties koksnes pieejamībai ekosistēmā, mazināsies tās pieejamība sugām. Pētījumi tika veikti 3 gadus vecos izcirtumos, kuros apmēram 25% celmu tika saglabāti. Katrā izcirtumā paraugi tika savākti no 10 egļu celmiem, kuriem veikta mizu sijāšana. Kopā ievākti 6959 īpatņi no 46 sugām. Autori konstatēja, ka celmu izņemšana atstāja negatīvu ietekmi uz plēsīgajām un micetofāgajām vabolēm. To skaits samazinājās. **Pētījumi parādīja, ka līdzšinējie ieteikumi cirmās atstāt 15 – 25% celmu ir nepietiekami, lai nodrošinātu vaboļu biodaudzveidības saglabāšanos.** Turpmākajos pētījumos jānoskaidro, cik daudz celmu ir jāatstāj cirmās, lai tie nenodarītu kaitējumu bioloģiskajai daudzveidībai.

Agrāk vairāki zinātnieki uzsvēra, ka veicot celmu izvākšanu, tos svarīgi saglabāt cirsmu mitrajos nogabalos. Taču iespējams, ka vaboļu fauna var atšķirties celmos, kas atrodas mitros un sausos biotopos. Tāpēc zviedru zinātniece Ols C.(2011) savam pētnieciskajam projektam izvirzīja hipotēzi, ka vaboļu fauna var atšķirties no celmiem, kas atrodas sausās un mitrās vietās. Tika izmantoti bērza un egles celmi. Katrs paraugs tika ievietots audzēšanas kastē uz divi mēneši. Kopā pētījumā tika ievākti 17065 vaboļu īpatņi, kas piederēja pie 114 sugām. Pētījumi pierādīja, ka lielāka sugu daudzveidība ir bērzu celmos neatkarīgi no biotopa mitruma pakāpes. Egļu celmos zemāka daudzveidība bija mitrās vietās. No celmiem tika ievāktas gan saproksilofītās sugas, gan tādas, ko neuzskata par saproksilofītām. Tas tikai parāda celmu nozīmi vaboļu bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā.

Līdzīgu pētījumu ar līdzīgām metodēm veica Ols C., Victorsson J., Jonsell M. (2012) un apstiprināja iepriekš izteikto apgalvojumu, ka sausās vietās celmos ir lielāka kukaiņu sugu daudzveidība nekā mitrās vietās esošos. To svarīgi ņemt vērā, plānojot celmu izņemšanu, jo mitrās vietās to neiesaka

darīt tāpēc, ka augsnei tiek nodarīts lielāks kaitējums, nekā izņemot celmus sausās vietās, taču biodaudzveidībai lielāks kaitējums tiek nodarīts sausās vietās.

Jonsell, M. & Hansson, J. (2011) pētīja vaboļu biodaudzveidību dažāda vecuma celmos un baļķos. Tika izvēlēti 1 un 5 gadus veci celmi un baļķi, kuriem tika noņemta miza un tā tika izsijāta. Pētījumā tika izmatoti gan skujkoki (egles, priedes) gan lapu koki (bērzi, apses). Kopumā tika ievākti 3348 vaboļu īpatņi, kas piederēja pie 124 sugām. Sugu skaits celmos un uz sausiem stumbriem bija diezgan līdzīgs skujkokiem, taču vairāk atšķīrās lapkokiem. Autori rosina to ņemt vērā, plānojot celmu izņemšanas darbus.

Runājot par celmu izņemšanu bioenerģētikas vajadzībām, Jonsell M. (2008) akcentē, ka ne tikai liela izmēra celmiem, bet arī maza izmēra (10 cm \varnothing) ir nozīme daudz sugu attīstībā, taču par to nav pietiekami daudz pētījumu. Viņaprāt, arī to ir jāņem vērā, plānojot celmu izņemšanas darbus.

Brin A., Bouget Ch., Valladares L., Brustel H. (2012) savā pētījumā par celmu nozīmi meža bioloģiskās daudzveidības uzturēšanā uzdod jautājumu: „Vai celmi ir nozīmīgi saproksilofīto vaboļu aizsardzībā apsaimniekotos mežos?” un paši ar pētījumu rezultātiem atbild uz šo jautājumu apstiprinoši. Apsaimniekotos mežos parasti celmu ir daudz un tāpēc ir loģiska interese par to izmantošanu bioenerģētikā, taču zināšanu līmenis par ar tiem saistītajām saproksilofīto organismu asociācijām pagaidām ir nepilnīgs. Pētījumā tika izmantotas izskrēju lamatas. Pētījumu veica uz ozolu un priežu liela diametra (virs 20 cm) celmiem un sausiem kokiem. Pētījumi apstiprināja, ka celmos ir daudz lielāka sugu daudzveidība nekā sausos stumbros. Celmu masveida izņemšanas gadījumos tas ir liels risks daudzām saproksilofītajām sugām, kuru populācijas var tikt nopietni apdraudētas.

Nobažījušies par celmu izņemšanas apjomu palielināšanos ir arī Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. (2012), kuri pētīja dažādus posmkājus, kas sastopami celmos. Arī viņi norāda, ka pēdējos gados palielinās celmu izņemšana bioenerģētikas vajadzībām un ka joprojām ir nepietiekams zināšanu līmenis par celmu izņemšanas ietekmi uz meža bioloģisko daudzveidību, īpaši – saproksilofītajām sugām. Pētījumā īpaša uzmanība pievērsta posmkājiem, kas nav vaboles un ir daudzi cieši saistīti ar atmirušu koksni, taču ir pētīti daudz mazāk nekā vaboles. Pētījumam tika izvēlēti priežu un egļu celmi. Tika pielietots termoelektoram līdzīgas lamatas (Tullgren funnels).

Tullgren funnels lamatu veidi ir ērti izmantojami materiāla izdalīšanai no sasmalcinātās mizas, augsnes vai zemsedzes. Tās ir daudz precīzākas par logu lamatām, kurās iemaldās daudzas nejaušas sugas. Persson T., Lenoir L., Vegerfors B. (2012) savā pētījumā konstatēja 56 ne vaboļu sugas. Netika konstatēta būtiska atšķirība starp priežu un egļu celmos mītošajām sugām. Izanalizējot visus substrātus, visvairāk bija daudzkāji (Diplopoda) (29%), vaboles (Coleoptera) (20%) un divspārņu (Diptera) kāpuri (17%). Salīdzinot substrātus, piem. daudzkāju vislielākā daudzveidība bija mizā (98%). No daudzkājiem mizā un koksne visparastākā bija *Proteroiulus fuscus*. Sešām sugām tika pierādīta skaidra saistība ar celmu koksni. Dažas augsnē dzīvojošas sugas arī iespējams, kādā no attīstības stadijām ir saistītas ar celmiem. Tās visas varētu tikt apdraudētas, masveidā izvācot celmus.

Lai izprastu celmu nozīmi meža bioloģiskajā daudzveidībā, ir svarīgi saprast, kā veidojas sugu asociācijas, kas apdzīvo sausu un trūdošu koksni. Hedgren P.O. (2007) ir pētījis tās vaboļu (Coleoptera) un parazītisko plēvspārņu (Hymenoptera) sugas, kas atlido pirmās uz augstiem egļu celmiem to agrīnās stadijās, pirmajā gadā pēc koka nociršanas. Parastie zemie celmi tika salīdzināti ar 4 m augstiem cilvēka veidotiem celmiem. Vairums taksonu tika konstatēti gan augstos, gan zemos celmos. Augstajos celmos bija daudz vairāk parazītisko plēvspārņu, no kurām 3 sugas tika konstatētas tikai augstajos celmos. Uz augstajiem celmiem tika konstatētas daudzas sugas, kas ir arī mizgraužu un citu meža kaitēkļu dabiskie ienaidnieki. Arī šis pētījums apstiprināja celmu nozīmi meža biodaudzveidības saglabāšanā.

Līdzīgus pētījumus ar mehāniski veidotiem egles augstajiem celmiem veica arī Wikars L.-O. Sahlin E., Ranius Th. (2005). Pētījums ir sevišķi nozīmīgs ar to, ka materiāla iegūšanai no sausās koksnes tika izmantotas trīs metodes: koka mizu sijāšana, izskreju lamatas (emergence traps) un logu lamatas jeb barjerslazdi (Windows traps)

4.4.3. Spēkā esošo normatīvo aktu izvērtējums

Aizsargājamās struktūras

Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs, Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā un Aizsargjoslu likums

Mežaudzes ezeru salās – 12 gadus ilgi iksezonas pētījumi par vaboļu faunu ezeru salās ir veikti Moricsalā (Barševskis u.c. 2002 – 2013). Pētījumu mērķis bija noskaidrot Moricsalas dabas rezervāta vaboļu faunu, īpašu akcentu liekot uz saproksilofītajām sugām, jo Moricsalā ir ļoti liels daudzums nokaltušu un trūdošu koku. Pētījumi parādīja, ka Moricsalā ir ļoti liela saproksilofīto sugu daudzveidība. Latvijas apstākļos Moricsalas pētījumi parādīja, ka meža teritorijas izolācija uz salas nav būtisks šķērslis vaboļu faunas veidošanās procesos. Kopumā fauna būtiski neatšķiras no vaboļu faunas Latvijas Ziemeļrietumu daļā, taču, pateicoties lielajam dažādu koku sugu trūdošās koksnes daudzumam, ļoti specifisks ir salas saproksilofīto vaboļu sugu komplekss. Ja uz salas ilgtermiņā ir pietiekams daudzums dažādu sugu krituša koksne, mežainām salām ir liela nozīme vaboļu bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai. Svarīgi, lai kritālas u.c. veida nokaltuši koki, kas ir uz mežainām salām, tiktu saglabāti meža bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas nolūkos.

Kopumā nav objektīva priekšstats par mežainu ezeru salu nozīmi vaboļu faunas dažādības uzturēšanā Latvijā. Balstoties uz pētījuma rezultātiem Moricsalā var teikt, ka mežaudzes ezeru salās var pilnībā nodrošināt attiecīgajām ekosistēmām raksturīgo un tai skaitā – reto un aizsargājamo vaboļu sugu vides prasības, it īpaši, ja tās nav ar mežu aizaugušas lauksaimniecības zemes. Šādi meži var nodrošināt vides prasības gan daudzām īpaši aizsargājamām, gan arī daudzām retām koksnē vai mežā dzīvojošām sugām.

Mežaudzes purvu salās – meža platības, kuras no visām pusēm norobežo purva ekosistēma un kuras atrodas ne mazāk kā 100 metru attālumā no citas meža platības – būtiska nozīme vaboļu sugu dažādības uzturēšanā un saglabāšanā ir tām lapu koku un mistrotām mežaudzēm purva salās, kuras atrodas uz minerālaugsnēm. To pierāda mūsu veiktie pētījumi Aizkraukles purva salās. Šādi meži, ja tie ir dabiski un ilglaicīgi, un tajos neveic mežsaimniecisko darbību, nodrošina lielākās daļas īpaši aizsargājamo un apdraudētu saproksilofīto vaboļu sugu attīstībai svarīgas prasības. Līdzīgi, kā ezeru vai upju mežainās salās ir svarīgi nodrošināt nokaltušu koku un kritālu saglabāšanu. Šādām salām uz minerālaugsnēm ir zināma nozīme kā daudzu purva un mitrāju vaboļu sugu ziemošanas vietām. Liela daļa augsnes sugu imago stādijā ziemo galvenokārt trūdošā koksnē. Diemžēl, Latvijas apstākļos šis mežainu purva salu aspekts praktiski nav pētīts.

Meža puduri – meža platības, kas mazākas par hektāru un atrodas ne mazāk kā 500 metru attālumā no citas meža platības, kura lielāka par hektāru – speciāli vaboļu faunas pētījumi šādos meža puduros Latvijā nav veikti, tāpēc grūti novērtēt to nozīmi vaboļu vides prasību nodrošināšanā. Mūsu

novērojumi (nepublicēti) ļauj izteikt hipotēzi, ka šādiem mežu puduriem ir nozīme vaboļu sugu migrācijas procesu uzturēšanā starp lielajiem mežu masīviem. Īpaši tas sakāms par dažām mežos sastopamajām nelidojošajām ģints *Carabus* skrejvabolēm, kuru migrācija starp lielajiem mežu masīviem visticamāk notiek caur šādiem mežu puduriem. Šo hipotēzi daļēji apstiprina skrejvaboļu ekologa J. Skłodowski (Warsaw University of Life Sciences, Polija) mutiska informācija. Lai pilnībā apstiprinātu šo hipotēzi, nepieciešams veikt pētījumus lauka apstākļos.

Mežaudzes ūdensteču un ūdenstilpju palienēs – ielejas daļā, kura periodiski applūst un kurā ir palienei raksturīgā veģetācija – Tajās ir sastopami retu un apdraudētu sugu vaboles. Palienes meži kalpo arī kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā, jo ūdenstilpes tuvumā ir palielināts mitruma daudzums. Ja šādos mežos ir kritālas un sausi koki, tie ir īpaši pateicīgi saproksilofīto sugu attīstībai. Ja upe tek caur meža platību, ko paredzēts nocirst, svarīgi, lai upes palienes zonā vai joslā gar upi tiktu atstāts mežs, kā daudzu sugu dzīvesvieta un migrācijas koridors. Par šī koridora optimālo platumu (10 metri, vairāk vai mazāk?) pašlaik nevar izteikt objektīvu vērtējumu, jo šādi pētījumi Latvijas apstākļos nav veikti.

Ģeoloģiski un ģeomorfoloģiski veidojumi – gravas (vismaz 15 metru dziļas un 10 metru platas ūdens erozijas veidotas gultnes, kuru nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu), kritenes, noslīdeņi, iežu atsegumi un vietējas un valsts nozīmes dižakmeņi un 10 metru platu teritorija ap tiem – uz vabolēm ir attiecināmas ar mežu apaugušas gravas. Parasti gravas veido dabiska ūdenstece. Tās ir aizsargātas no vēja, bieži – no tiešas saules iedarbības. Tas viss uztur stabilu un pastāvīgi diezgan mitru mikroklimatu. Lapkoku un mistrotos mežos sugām visbagātākās ir ēnainas gravas, nogāzes un kraujas ūdensteču tuvumā. Gravās ir sastopamas daudzas retas un īpaši aizsargājamās vaboļu sugas, īpaši jāatzīmē – saproksilofītās un micetofilās sugas, daudzas no kurām Latvijā un Eiropas savienībā ir reti sastopamas vai tiek uzskatītas par dabisko mežu biotopu indikatoriem vai speciālistiem (piem. Mycetophagidae, Euchnemidae, Melandryidae u.c. dzimtu sugas). Tās nodrošina daudzu vaboļu sugām svarīgas vides prasības, jo lielākajā daļā gravu ir bijusi apgrūtināta meža izstrāde un tajās ir daudz kritālu un stāvošu sausu koku stumbeņu. Iežu atsegumiem ūdenstilpju krastos (piem. dolomīta) arī var būt nozīme dažādu retu vaboļu (galvenokārt – Skrejvaboļu (*Carabidae*) sugu aizsardzībā.

Avoti un avoksnāji – vietas, kurās izplūst avots un kuram ir raksturīga veģetācija, un 10 metru plata teritorija ap tām – svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm mezofilajām meža vaboļu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām un saproksilofītajām sugām (ja ir trūdoša koksne). Latvijas apstākļos šādu vietu nozīme vaboļu bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanā nav pētīta.

Apaugums mikroieplakās – veģetācija, kas mežā raksturīga reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu – svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm lielam daudzumam vaboļu sugu. Latvijas apstākļos šo vietu nozīme vaboļu daudzveidības nodrošināšanai nav pētīta, taču ir atsevišķi novērojumi, ka izcirtumu tuvumā tajās palielinās sugu daudzveidība.

Mežmalas – pārejas joslas no meža uz lauksaimniecībā izmantojamu zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu, kuri lielāki par diviem hektāriem – vabolēm ir ļoti būtiskas. Šajās vietās ir lielāka sugu daudzveidība, nekā pārejā meža vai agrocenozes teritorijā. Latvijas apstākļos mums ir

izdevies iegūt daudz pierādījumu, ka šādas mežmalu joslas ziemošanai izmanto ļoti daudzas atklātu vietu (pļavas, lauki, atmatas) sugas. Veidojot izcirtumus, vajadzētu atstāt vismaz 10 m meža joslu kā ekotona zonu un daudzu sugu eksistences un ziemošanas vietu.

Bioloģiski vērtīgas mežaudzes (Veicot atkārtotu meža inventarizāciju, meža īpašnieks var neizvērtēt īpaši aizsargājamā meža iecirkņa atbilstību mikrolieguma statusam. Šādā gadījumā īpaši aizsargājamu meža iecirkni Meža valsts reģistrā saglabā kā bioloģiski vērtīgu mežaudzi) – ne vienmēr ĪA atbilst vaboļu vides prasībām. Galvenokārt atbilst tie, kuri ir gravu vai nogāžu meži un platlapju meži, kā arī meži ar lielu kritalu un sausu lapkoku īpatsvaru.

Rēķinot uz cirsmas hektāru, vismaz pieci ekoloģiskie koki – augtspējīgi iepriekšējās paaudzes kokus – vai, ja tādu nav, – augtspējīgi koki, kuru caurmērs lielāks par valdošās koku sugas koku vidējo caurmēru nogabalā. Ieteicams vispirms izvēlēties ozolus, liepas, priedes, ošus, gobas, vīksnas, kļavas, melnalkšņus, apses un bērzus, kā arī, ja tādi ir, kokus ar deguma rētām - cirmā atstāti atsevišķi ekoloģiskie koki nodrošina daudzu vaboļu vides prasības pēc kailcirtes. Būtiska nozīme ir atstātām kritālām un sausu koku stubeņiem. Vaboles šos kokus izmanto arī kā pieturvietas pārlidošanai pāri izcirtumam, bet daudzas ar koksni saistītas meža sugas uz ekokokiem salido no tuvējā meža baroties, pāroties, sildīties saulē utt. Ir virkne sugu, kuru attīstībai nepieciešami saulē izgaismoti koku stumbri. Lielākā sugu daudzveidība LV apstākļos novērota uz atsevišķi augošām apsēm, ozoliem, priedēm. 2014. g. sezonā Daugavpils apkārtnē tika veikts pētījums par ekokoku nozīmi vaboļu sugu daudzveidībā. Pētījuma rezultāti pašlaik tiek apstrādāti. Viennozīmīgi, ekokokiem ir liela nozīme daudzu vaboļu sugu vides prasību nodrošināšanā.

Koki ar lielām (vairāk nekā 50 centimetru diametrā) putnu ligzdām, ja tādi ir, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem - šādam kokam galvenokārt ir tāda pati nozīme, kā ekoloģiskajam kokam.

Dobumaini koki, kuru dobuma diametrs ir lielāks par 10 centimetriem, ja tādi ir - attiecībā uz vabolēm ir būtiski, īpaši, ja tie ir platlapji. Šādos dobumos parasti ir izveidojies īpatnējs saproksilofīto vaboļu sugu komplekss, kurā var būt retas un aizsargājamās sugas. Tādu koku aizsardzība vabolēm būtiska.

Ja cirmā ir sausi koki, tos cērtot, saglabā vismaz četrus (rēķinot uz cirsmas hektāru) resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem – Atmirusī koksne nodrošina vairākas, dažām vaboļu sugām lielāko daļu vides prasības. Šāda veida atstājamo sauso koku, kuru diametrs lielāks par 50 cm skaitu būtu jāpalielina līdz 5 uz 1 ha izcirtuma.

Viss apaugums ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju) - svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodā un pēc kailcirtēm daudzām meža vaboļu sugām. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām un dažām saldūdens sugām. Rezultātā palielina un uztur vaboļu sugu daudzveidību.

Koks, pie kura ir izveidots skudru pūznis – Ir vesels mirmekofilo vaboļu sugu komplekss, kas dzīvo skudrupūžņos, kuru eksistencei ir būtiski saglabāt lielākos skudrupūžņus. 2013. – 2014. gadā mirmekofilo vaboļu sugu pētījumi veikti Latvijas Dienvidaustrumu daļā. Pirmie pētījumu rezultāti tiks publicēti 2015. g.

Mežābeles, kadiķi un citu vietējo sugu pameža koki un krūmi - galvenajā cirtē un kopšanas cirtē tādā apjomā, kas neapdraud darba drošību un ļauj nodrošināt meža atjaunošanu - atsevišķi atstāti pameža koki un krūmi nenodrošina vai nodrošina minimāli atsevišķu vaboļu sugu vides prasības.

Dalējs apaugums gravā (vismaz 15 metru dziļa un 10 metru plata ūdens erozijas veidota gultne, kuras nogāzes slīpums ir vismaz 30 grādu) un mežmalā (pārejas josla no meža uz lauksaimniecībā izmantojamo zemi, ūdenstilpi, purvu, lauci vai pārplūstošu klajumu (kuri lielāki par diviem hektāriem), kuras platums nav mazāks par pusi no pirmā stāva vidējā koka augstuma) tādā apjomā, kas netraucē meža atjaunošanu, darba aizsardzības prasību ievērošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu - šauras joslas daļēji un īslaicīgi nodrošina vaboļu vides prasības.

Meža tipiēm atbilstošs lapu koku sugu piemistrojums vismaz piecu procentu apjomā no mežaudzes sastāva kopšanas cirtē par 30 gadiem vecākās skuju koku mežaudzēs ar lapu koku piemistrojumu – nav pētīts Latvijas apstākļos. Ietekme uz vaboļu daudzveidību noteikti ir, taču visdrīzāk nebūtiska.

Aizliegtās darbības

Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā

Mežaudzēs aizliegts cirst un izvākt ekoloģiskos kokus, kokus ar putnu ligzdām, kuru diametrs pārsniedz 50 centimetru, kā arī koku rindu un pamežu ap tiem, dobumainus kokus, kuru dobuma diametrs pārsniedz 10 centimetru, sausos kokus un citus kokus, kas saglabāti saskaņā ar normatīvajiem aktiem par koku ciršanu mežā – uz vaboļu daudzveidību ietekme ir. Šādu koku saglabāšana palielina vaboļu, īpaši saproksilofīto sugu, starp kurām daudzas ir retas un aizsargājamas sugu daudzveidību. Dažos gadījumos, īpaši – dobumainie koki – ietekme var būt būtiska.

Lai saglabātu mežu ainavisko daudzveidību un barošanās vietas meža dzīvniekiem, laucēs, izņemot medījamo dzīvnieku piebarošanas lauces, ir aizliegta augsnes apstrāde un meža sēšana vai stādīšana – vaboļu daudzveidību palielina. Jo lielāka biotopu daudzveidība, parasti ir lielāka vaboļu sugu daudzveidība..

Aizsargjoslās ap purviem ir aizliegts ierīkot jaunus meliorācijas grāvjus, ja tas nav nepieciešams purvu vai citu zemes lietojuma veidu (ārpus meža) teritoriju apsaimniekošanai – vaboļu sugu daudzveidību palielina.

Meža apsaimniekošanā izmantot paņēmienus, kas izraisa augsnes eroziju (augšņu virskārtas pārvietošanos ūdens vai vēja iedarbības ietekmē), kura rada cilmieža atsegumus. Par šo noteikumu pārkāpumu nav uzskatāma erozija, kas notikusi vienlaidus ne vairāk kā 20 kvadrātmetru platībā, kā arī par eroziju nav uzskatāma augsnes sagatavošana meža atjaunošanai. Sagatavojot augsni meža

atjaunošanai un izveidot meža materiālus, nem vērā teritorijas reljefu un augsnes īpatnības, lai neizraisītu augsnes eroziju – vaboļu vides prasības visdrīzāk nenodrošina. Latvijas apstākļos nav pētījumu.

Lai saglabātu ģeoloģiskos un ģeomorfoloģiskos veidojumus, pa tiem un 10 metru platā joslā no gravu, kritenu, noslīdenu un iežu atsegumu augšējās malas aizliegts pārvietoties ar mehāniskiem transportlīdzekļiem, kā arī pārvietot un bojāt dižakmeņus – vaboļu vides prasības nenodrošina vai ietekmē minimāli.

Veicot jebkuru darbību mežā, izvairās no ūdens noteces traucēšanas grāvjos, strautos un upēs. Ja ūdens notece tiek traucēta, darbības veicējs pēc darbības pabeigšanas atjauno ūdens noteci. Saimnieciskās darbības radīts ūdens noteces traucējums nedrīkst būt ilgāks par diviem mēnešiem gadā, un tas nedrīkst radīt ietekmi uz citiem īpašumiem – diskutējams jautājums. Atsevišķos gadījumos, kad tā rezultātā palielinās nokaltušo koku skaits, vaboļu bioloģiskā daudzveidība var palielināties, ja nepalielinās nokaltušo koku skaits, var traucēt un samazināt nepieciešamos apstākļus atsevišķu nozīmīgu sugu eksistencei. Komplicēts jautājums, kuru nepieciešams papildus pētīt.

No 1.aprīļa līdz 30.jūnijam visos mežos aizliegta līdz 10 gadu vecu priežu un lapu koku un līdz 20 gadu vecu egļu mežaudžu kopšana, izņemot jaunaudzēs, kur skuju koku vidējais augstums nepārsniedz 0,7 metrus, bet lapu koku vidējais augstums – vienu metru – vaboļu vides prasības nenodrošina vai nodrošina minimāli.

No 1.aprīļa līdz 30.jūnijam mežaudzēs ezeru salās, mežaudzēs purvu salās, meža puduros, mežaudzēs ūdensteču un ūdenstilpu palienēs, bioloģiski vērtīgās mežaudzēs un aizsargjoslās ap purviem neveic koku ciršanu, augsnes sagatavošanu un meža atjaunošanu ar motorizētu tehniku – vaboļu vides prasības nenodrošina vai nodrošina minimāli.

No 15.aprīļa līdz 30.jūnijam aizliegta galvenā cirte pilsētas mežos - vaboļu vides prasības nenodrošina vai nodrošina minimāli.

No 1.aprīļa līdz 30.septembrim aizliegta galvenā cirte Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes ierobežotās saimnieciskās darbības joslā – vaboļu vides prasības nenodrošina vai nodrošina minimāli.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt mežsaimniecisko darbību, izņemot meža ugunsdrošības pasākumus un koku ciršanu ārkārtas situāciju seku likvidēšanai šo noteikumu medņu riestu mežos, aizsargājamās botāniskajos liegumos, aizsargājamās zooloģiskajos liegumos, aizsargājamās kompleksajos liegumos, aizsargājamo augu sugu meža biotopos, aizsargājamo sēnu sugu meža biotopos, aizsargājamo dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs - nodrošina mežos sastopamo vaboļu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt galveno cirti un rekonstruktīvo cirti šo noteikumu mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības

iestādēm, aizsargājamajos dzērvenāju liegumos, aizsargājamajos dabas parkos, aizsargājamajos parkos, parku stādījumos, aizsargājamajos purvu liegumos, aizsargājamajos meža biotopos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos - nodrošina mežos sastopamo vaboļu sugu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts lietot minerālmēslus un augu aizsardzības līdzekļus mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības iestādēm, medņu riestu mežos, aizsargājamajos botāniskos liegumos, aizsargājamajos dzērvenāju liegumos, aizsargājamajos zooloģiskos liegumos, aizsargājamajos dabas parkos, aizsargājamajos parkos, parku stādījumos, aizsargājamajos kompleksos liegumos, aizsargājamajos purvu liegumos, aizsargājamajos meža biotopos, aizsargājamo augu sugu meža biotopos, aizsargājamo sēņu sugu meža biotopos, aizsargājamo dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos, audzēs ar izciliem kokiem, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs - nodrošina mežos sastopamo vaboļu sugu vides prasības.

Līdz Valsts meža dienesta lēmuma pieņemšanai par mikrolieguma izveidošanu vai par īpaši aizsargājama meža iecirkņa statusa atcelšanu aizliegts veikt darbības, kuru rezultātā paredzama atmežošana, ja tās nav nepieciešamas autocelū, dzelzceļu, elektrolīniju, sakaru līniju un caurulvadu būvniecībai vai parku ierīkošanai mežos gravu nogāzēs, ūdens vai vēja erozijas apdraudētos mežos, mežos ap ārstniecības iestādēm, medņu riestu mežos, aizsargājamajos botāniskos liegumos, aizsargājamajos dzērvenāju liegumos, aizsargājamajos zooloģiskos liegumos, aizsargājamajos dabas parkos, aizsargājamajos parkos, parku stādījumos, aizsargājamajos kompleksos liegumos, aizsargājamajos purvu liegumos, aizsargājamajos meža biotopos, aizsargājamo augu sugu meža biotopos, aizsargājamo sēņu sugu meža biotopos, aizsargājamo dzīvnieku sugu meža biotopos, saudzes kvartālos, etalonaudzēs, meža augšanas apstākļu tipu etalonaudzēs, ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko liegumu mežos, citos ģeoloģisko un ģeomorfoloģisko objektu mežos, audzēs ar izciliem kokiem, dižkoku audzēs, īpatnēju koku audzēs – vaboļu vides prasības pamatā nodrošina, taču var būt atsevišķi gadījumi, kad tas var radīt būtiskas problēmas. Nepieciešams entomologa eksperta slēdziens.

Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs

Kailcirte aizliegta meža puduros (meža platība, kura mazāka par hektāru un kura atrodas vismaz 500 metru attālumā no citas meža platības, kas lielāka par hektāru). Cērtot kokus, saglabā pamežu tādā apjomā, kas netraucē darba aizsardzības prasību ievērošanu, meža atjaunošanu, kā arī tūrisma objektu un atpūtas vietu ierīkošanu – jautājums ir nepietiekami izpētīts, taču visticamāk vismaz daļēji vabolēm nepieciešamās prasības tiek nodrošinātas vismaz minimālā apmērā.

Kailcirte aizliegta mežaudzēs, kur valdošā koku suga ir ozols, liepa, kļava, goba, vīksna vai skābardis – nodrošina daudzas meža vaboļu sugu vides prasības.

Kailcirte aizliegta Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes ierobežotas saimnieciskās darbības joslā sausās minerālaugsnēs augošās priežu mežaudzēs (priedes veido vairāk nekā 80 procentu no mežaudzes šķērslaukuma) – nodrošina nelielas daļas vaboļu sugu vides prasības.

Kailcirte aizliegta mežaudzēs ūdensteču un ūdenstilpju palienēs – ielejas daļā, kura periodiski applūst un kurā ir palienei raksturīgā veģetācija – vaboļu vides prasības nodrošina. Tajās ir sastopamas daudzas retu un apdraudētu sugu vaboles. Palienes meži kalpo arī kā patvēruma vieta ilgstoša sausuma periodā, jo ūdenstilpes tuvumā ir palielināts mitruma daudzums.

Kailcirte aizliegta purvu aizsargjoslās – vaboļu vides prasības nodrošina. Ekotonu joslās ir sastopamas daudzas retu un apdraudētu sugu vaboles. Nodrošina vides prasības mitrāju sugām, tajā skaitā arī reti sastopamajām un īpaši aizsargājamām. Labas ziemošanas vietas daudzām sugām. Rezultātā palielina un uztur vaboļu sugu daudzveidību. Tā kā šādām vietām ir raksturīga sezonāla applūšana, tad, kā patvērums pēc kailcirtes, ekotona josla mezofilajām meža sugām var kalpot īslaicīgi.

Kailcirte aizliegta ezeru salās un purvu salās - mežaudzes ezeru un purvu salās var pilnībā nodrošināt vaboļu sugu vides prasības. Šādi meži var nodrošināt vides prasības daudzām īpaši aizsargājamām sauszemes vaboļu sugām, kā arī dažām retām saldūdens sugām, kas var ziemot ekotona joslā. Būtiska nozīme vaboļu sugu dažādības uzturēšanā un saglabāšanā ir lapu koku un mistrotām mežaudzēm purva salās, kuras atrodas uz minerālaugsnēm. Šādi meži, ja tie ir dabiski un ilglaicīgi, un tajos neveic mežsaimniecisko darbību, nodrošina lielākās daļas īpaši aizsargājamo un apdraudētu sauszemes vaboļu sugu vides prasības. Jāatzīmē ekotona joslas būtisko nozīmi gan kā vaboļu ziemošanas vietām, gan faunas dažādības uzturēšanas ziņā, gan to atbilstība dažu īpaši aizsargājamo un retu mitrāju sugu vides prasībām.

Kailcirte aizliegta pilsētas teritorijā – vaboļu vides prasības nodrošina. Tajās arī ir sastopamas daudzas retu un apdraudētu sugu vaboles.

Aizsargjoslu likums

Baltijas jūras un Rīgas jūras līča piekrastes aizsargjoslā aizliegts ierīkot meliorācijas būves bez saskaņošanas ar attiecīgo Valsts vides dienesta reģionālo vides pārvaldi – nodrošina vides prasības mitrāju sugām, starp kurām var būt dažas īpaši aizsargājamās sugas.

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts iegūt un izmantot derīgos izrakteņus, izņemot pazemes ūdeņu ieguvi ūdensapgādes vai rekreācijas vajadzībām;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts ierīkot atkritumu apglabāšanas poligonus - par katru konkrētu gadījumu nepieciešams eksperta viedoklis. Vaboļu vides prasības var gan nodrošināt, gan var nenodrošināt.

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts ar mehāniskajiem transportlīdzekļiem pārvietoties ārpus autoceliem, pludmalē, meža un lauksaimniecības zemēs, ja tas nav saistīts ar šo teritoriju apsaimniekošanu vai uzraudzību;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts rīkot publiskus sporta, izklaides vai atpūtas pasākumus, kas nav saskaņoti ar vietējo pašvaldību, bet, ja aizsargjosla atrodas īpaši aizsargājamā dabas teritorijā, — ar šīs teritorijas administrāciju;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts novietot speciālās dzīvojamās piekabe, jebkādas konstrukcijas, pagaidu un saliekamās būves, izņemot pludmales labiekārtošanas elementus, ārpus šim nolūkam vietējās pašvaldības teritorijas plānojumā paredzētajām vietām;

Krasta kāpu aizsargjoslā un pludmalē aizliegts pārveidot reljefu, bojāt un iznīcināt dabisko zemsedzi, izņemot gadījumus, kad tas nepieciešams šajā pantā atļauto darbību veikšanai.

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts veikt galveno cirti, izņemot koku ciršanu ārkārtas situācijas seku likvidēšanai, kā arī vējgāžu, vējlaužu un snieglaužu seku likvidēšanai;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts mežā veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu, kuras rezultātā platība tiek atmežota, un laucēs veikt būvniecību, parku, mežaparku un lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanu bez Ministru kabineta iekreizēja rīkojuma. Iekreizēju rīkojumu lauksaimniecībā izmantojamās zemes ierīkošanai krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā Ministru kabinets izdod sešu mēnešu laikā no dienas, kad iesniegums saņemts vietējā pašvaldībā. Koku ciršanas kārtību krasta kāpu aizsargjoslā esošā mežā šajā punktā minēto darbību īstenošanai nosaka Ministru kabinets;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts kurt ugunscurus ārpus šim nolūkam iekārtotām vietām un māju pagalmiem, izņemot gadījumus, kad jāiznīcina sausie, vēja izgāztie vai laužtie koki un slimību inficētie vai kaitēkļu invadētie materiāli;

Krasta kāpu aizsargjoslā aizliegts novietot teltis ārpus šim nolūkam iekārtotām vai norādītām vietām bez saskaņošanas ar zemes īpašnieku vai tiesisko valdītāju - par katru konkrētu gadījumu nepieciešams eksperta viedoklis. Vaboļu vides presības var gan nodrošināt, gan var nenodrošināt.

Secinājumi

1. Meža gliemežiem nozīmīga ir tādu struktūru saglabāšana, kas nodrošina stabile mikroklimatu un pietiekamu mitrumu pietiekami lielā platībā. Gliemežu sugu daudzveidības saglabāšanos nodrošina arī kailcirtes aizliegums atsevišķās normatīvos minētās platībās: platlapju mežos, Baltijas jūras un Rīgas jūras līča aizsargjoslā, palieņu mežos, purvu aizsargjoslās, ūdensteču un ūdenstilpju aizsargjoslās, ezeru un purvu salās.
2. Arī sēņu sugām nepieciešams noteikts stabils mikroklimats, kā arī pietiekams substrata daudzums, kur attīstīties (atmirusī koksne, veci koki). Sēnēm nozīmīga ir normatīvos noteiktā apauguma saglabāšana ap avotiem, avoksnājiem un mikroieplakās, kā arī pameža un lapu koku piemistrojuma saglabāšana. Sēņu sugām nozīmīga ir arī normatīvos noteiktā dažāda veida lielu dimensiju mirušās koksnes atstāšana, sēņu sugas, kas kolonizē liela izmēra kritālas, sastopamas arī uz 20-30 cm resnas mirušās koksnes, tādēļ ieteicams mežā mērķtiecīgi atstāt arī šāda izmēra kritālas, nevis tikai no 50 cm, kā atrunāts normatīvos. Svarīga ir mirusī koksne dažādās sadalīšanās pakāpēs, šis aspekts likumdošanā patlaban nav atrunāts.
3. Normatīvos minētās saglabājamās struktūras ir kritiski elementi daudzu sūnu un ķērpju sugu sastopamībai. Nozīme ir arī atsevišķu ekoloģisko koku atstāšanai, jo tie nodrošina sugu izdzīvošanu uzreiz pēc saimnieciskās darbības, lielāku strukturālo dažādību un attiecīgi dažādāku pieejamo substrātu sugām nākotnē, kā arī palielina sugu izplatības iespējas ainavā. Nozīmīgi faktori ir atstājamo koku diametrs un vecums, epifītiskajiem sūnaugiem svarīgāki ir lapu koki. Lielākie draudi sugu izdzīvošanai ir tieši saimniekkoka bojāeja, tādēļ ļoti būtiski ir izvēlēties

ekoloģiskos kokus ar labu izdzīvošanas potenciālu. Epiksīlajām sūnu sugām nozīmīga struktūra ir uz zemes atstātās kritalas, īpaši liela izmēra, jo tās lēnāk sadalās, nodrošina plašāku dzīvotņu skaitu un stabilāku mikroklimatu. Daudzas sūnu sugas ir saistītas ar avotiem un pastāvīgi mitrām vietām. Zemsedzes un epiksīlajām sugām nozīmīgas ir atstātās koku grupas, kā arī augstāko augu un krūmu apaugums. Epifītiskie ķērpji uz saimnieciskās darbības radītajām izmaiņām reaģē mazāk nekā sūnas, tie veiksmīgi izmanto ekoloģiskos kokus sugu saglabāšanai. Daudzas ķērpju sugas ir saistītas tieši ar apsi un pielāgojušās augšanai uz atklātiem kokiem. Svarīga ir dažādu vecumu un izmēru koku saglabāšana, lai nodrošinātu kontinuitāti, nozīmīgi var būt arī neliela izmēra koki.

4. Saproksilofilajām meža kukaiņu sugām ļoti nozīmīga struktūra ir dažādu sugu mirusī koksne dažādās sadalīšanās pakāpēs. Svarīga nozīme kā patvēruma vietai ilgstoša sausuma periodos un pēc kailcirtes ir lokālām struktūrām ar izteikti palielinātu mitrumu – apaugumam ap avotiem, mikroieplakām, gar ūdenstecēm un ūdenstilpēm. Svarīga saglabājamā struktūra ir ekoloģiskie koki, lielākā sugu daudzveidība novērota uz atsevišķi augošiem ozoliem, apsēm, priedēm. Nozīmīgi ir dobumaini koki (sevišķi platlapji), kā arī kritalas un stumbeņi. Ja ir atbilstoši apstākļi, tad cīsmā atstājamo sauso koku ar diametru virs 50 cm (kritušu, nolauztu vai stāvošu) skaitu ieteikts palielināt līdz 5 uz viena hektāra (patlaban normatīvos definēts, ka atstājami četri). No aizliegtajām darbībām kukaiņu sugu vides prasību nodrošināšanai svarīgs ir kailcirtes aizliegums platlapju mežos, palienēs, aizsargjoslās, purvu un ezeru salās, kā arī mežos pilsētu teritorijās.

Kopsavilkums par vispārējo dabas aizsardzības prasību efektivitāti

Atbilstoši Meža likumam, vispārējās dabas aizsardzības prasības mežā nosaka Ministru kabineta noteikumi Nr.936 *Dabas aizsardzības noteikumi meža apsaimniekošanā* (nosaka vispārējās dabas aizsardzības prasības meža apsaimniekošanā; aprobežojumus aizsargjoslās ap purviem; bioloģiski nozīmīgu meža struktūras elementu noteikšanas un saglabāšanas nosacījumus; saimnieciskās darbības ierobežojumus dzīvnieku vairošanās sezonas laikā) un Ministru kabineta noteikumi Nr.935 *Noteikumi par koku ciršanu mežā* (nosaka dabas aizsardzības prasības koku ciršanai). Šo normatīvo aktu mērķis pēc būtības ir nodrošināt atbilstošus vides apstākļus mežā parasti sastopamajām sugām, īpaši aizsargājamo sugu un to dzīvotņu vides prasības parasti ir specifiskas, un to nodrošināšanai ir nepieciešami īpaši pasākumi, kas atrunāti citur likumdošanā.

Šī pētījuma gaitā tika analizētas atsevišķu organismu grupu (meža gliemežu, epifītisko sūnu un ķērpju, sēņu un kukaiņu) vides prasības, kā arī patlaban spēkā esošo normatīvo aktu atbilstība tām. Nodaļas beigās sniegtais novērtējuma kopsavilkums ir ekspertu viedoklis, kura sagatavošanā piedalījās Linda Gerra-Inohosa, Natālija Arhipova, Arvīds Barševskis, Māris Laiviņš un Digna Pilāte. Analīzes rezultātā noskaidrots, ka vispārīgā gadījumā spēkā esošie vispārējie normatīvie akti nodrošina mežos parasti sastopamo sugu epifītisko sūnu, ķērpju, sēņu un piepju, kā arī kukaiņu vides prasības ainavas mērogā, sniegtas vairākas rekomendācijas to efektivitātes paaugstināšanai. Situācija kā sliktāka ir novērtēta saistībā ar meža gliemežu vides prasību nodrošināšanu, šajā aspektā arī īpaši tiek uzsvērts pētījumu trūkums.

Analizējot informāciju par sūnu un ķērpju sugu ekoloģiju un apskatot normatīvajos aktos uzstādītās prasības, jāsecina, ka kopumā likumdošana nodrošina mežam raksturīgo epifītisko sugu daudzveidību, jo pēc mežizstrādes abu taksonomisko grupu īpatņi var pastāvēt ilgtermiņā un saglabāt izplatību.

Visefektīvāk normatīvajos aktos noteiktās rīcības veicina ķērpju sugu saglabāšanu. Vides prasības tiek nodrošinātas lielai daļai mežam raksturīgo epifītisko ķērpju sugu. Darbības, kas uzskaitītas normatīvajos aktos, veicina gan ķērpju sugu eksistenci vietās, kur veikta mežizstrāde, gan arī jaunas kolonizēšanas iespējas. Rezultātā daļa ķērpju sugu spēj saglabāties (neaiziet bojā) no iepriekšējās mežaudzes un substrātus spēj kolonizēt arī jaunas sugas, tādējādi kopumā palielinot ķērpju daudzveidību.

Salīdzinot abas taksonomiskās grupas, jāsecina, ka izstrādātā likumdošana nav tik efektīva sūnu sugu saglabāšanai kā ķērpjiem. Normatīvo aktu prasības būtu jāuzlabo, lai nodrošinātu visu meža sūnu sugu daudzveidību. Runājot par sūnaugiem, likumdošanas nozīme būtu novērtējama ilgākā laika periodā, nevis pirmajos gados pēc saimnisciskās darbības un prasību ievērošanas. Jāatzīst, ka šādu pētījumu trūkst.

Ieteikumi, lai veicinātu sūnu sugu lielāku daudzveidību ainavas mērogā:

- atstāt koku grupas, nevis atsevišķus dzīvos kokus;
- atstājot nelielu daļu paaugas vai koku grupas apkārt izvēlētajiem ekoloģiskajiem kokiem;
- svarīgi izvēlēties pēc iespējas substrātus ar lielāku izdzīvotspējas potenciālu nākotnē;
- nozīmīgi ir substrāti (dzīvie koki, kritālas), kas ir lielākas par 30 cm diametrā.

Kopumā pastāvošā likumdošana nodrošina arī sēņu un piepju daudzveidību. Mežā tiek atstāts pietiekami daudz nedzīvas koksnes, kas kalpo kā substrāts daudzām parasti sastopamām sēņu un piepju sugām. Intensīva mežsaimniecība pat labvēlīgi ietekmē sēņu sugas, kas kā substrātu spēj izmantot celmus, tostarp gan arī bīstamo patogēnu sakņu piepi *Heterobasidion annosum* s.l., celmenes *Armillaria* sp., parasto apmalpiepi *Fomitopsis pinicola* un dažas citas. Meža atjaunošana nodrošina mežu biotopu saglabāšanu, tomēr no sēņu daudzveidības viedokļa tīraudzes nav tik sugu bagātas kā mistraudzes. No piepju sugu daudzveidības saglabāšanas viedokļa ir vēlama dabiska audzes atjaunošana ar nelielu kopšanas ciršu skaitu. Kritālas ar diametru virs 30 cm ir vērtīgākais substrāts daudzu piepju un citu koksnes sēņu sugu attīstībai. Svarīgi ir nodrošināt, lai audzē saglabātos kritālas dažādas sadalīšanās pakāpēs.

Kopumā spēkā esošo normatīvo aktu prasības ir pamatotas un pietiekami efektīvas vaboļu (*Coleoptera*) sugu daudzveidības nodrošināšanai meža ekosistēmās. Atsevišķos gadījumos, lai novērtētu spēkā esošo prasību efektivitāti, nepieciešami papildus pētījumi, jo Latvijas apstākļos to ietekme uz vaboļu sugu kompleksu un to populācijām nav pētīta, tāpēc nevar izdarīt precīzus secinājumus par šo prasību efektivitāti (piem. ekoloģisko koku skaits cirmās uz hektāru, attālums starp ekoloģiskajiem kokiem, sauso un dobumaino koku skaits u.c.). Iespējams, ka šo jautājumu atrisināšana varētu padarīt gan normatīvo aktu prasību ietekmi uz meža biodaudzveidību, gan meža apsaimniekošanu vēl efektīvāku un savstarpēji mazāk konfrontējošu.

Atsevišķos gadījumos būtu nepieciešamas nelielas normatīvo aktu korekcijas:

- Ir nepieciešams atrunāt bebru darbības rezultātā appludināto meža teritoriju, ja tajās aug sīklapu lapkoki (bērzi, melnalkšņi, baltalkšņi), mežizstrādes nosacījumus paredzot arī tajās nepieciešamību atstāt sausus ekoloģiskos kokus līdz 5 uz hektāra, ja to diametrs ir virs 50 cm, vai 10 uz hektāru, ja appludinātajā teritorijā esošo koku diametrs ir mazāks par 50 cm. Šiem kokiem ir liela nozīme daudzu saproksilofīto un micetofīlo sugu kukaiņu daudzveidības nodrošināšanai.
- Ja cirmā ir sausi koki, pašreizējie normatīvi nosaka, ka, tos cērtot, saglabā vismaz četrus (rēķinot uz cirmsas hektāru) resnākos kritušus, nolauztus vai stāvošus sausus kokus, vispirms izvēloties tos, kuru diametrs 1,3 metru augstumā no sakņu kakla vai

lūzuma vietā, ja tā ir zem 1,3 metru augstuma no sakņu kakla, ir lielāks par 50 centimetriem. Atmirusī koksne nodrošina vairākas, bet daudzām vaboļu sugām - lielāko daļu vides prasību. Šāda veida atstājamo sauso koku, kuru diametrs lielāks par 50 cm skaitu būtu jāpalielina līdz 5 uz 1 ha izcirtuma.

- Pašreizējais normatīvais regulējums nosaka, ka mežizstrādes darbos ir jāatstāj dobumainie koki, kuru dobuma diametrs ir lielāks par 10 centimetriem, ja tādi ir. Attiecībā uz vabolēm ir būtiski, īpaši, ja tie ir platlapji vai apses, lai tiktu saglabāts pēc iespējas vairāk dobumaino koku, īpaši vecās apses. Šādos dobumos parasti ir izveidojies īpatnējs saproksilofīto vaboļu sugu komplekss, un tādu koku aizsardzība vabolēm ir ļoti būtiska. Šī prasība būtu jāaktualizē īpaši, uzsverot to kā obligātu pasākumu. Dobumainie koki var aizstāt citus ekokokus, taču, ja izstrādājamajā meža nogabalā to ir vairāk, saglabājami būtu tie visi vai ne mazāk kā 10 uz hektāra.

Vaskulāro augu sugu daudzuma (projektīvais segums, indivīdu skaits laukuma vienībā utt.) parametri ir saistīti ar mežaudžu sukcesijas stadijām (arī evolūcijas stadijām): nepārtrauktā audzes attīstībā šie parametri mainās viļņveidīgi: te sugu daudzveidība palielinās (pieaug sugu skaits, izlīdzinās indivīdu daudzums starp sugām), te samazinās (viena vai dažas sugas dominē ar lielu indivīdu skaitu).

Normatīvajos aktos definētās aizliegtās darbības kopumā **neveicina** vietējo parasto vaskulāro augu sugu (jeb apofītu) izplatību mozaīkveida ainavā, kura raksturīga hemiboreālajai starpzonai (tātad arī Latvijai). Pretēji – jebkuri aizliegumi var veicināt, mazākā vai lielākā laika posmā, kādas vienas sugas vai sugu grupas dominanci un tajā pašā laikā citu sugu daudzuma samazināšanos. Piemēram, ja pilsētu vai piepilsētu priekšu mežos būs pilnīgs saimnieciskās darbības aizliegums, tad zemsedzē iespējama graudzāļu (*Deschampsia flexuosa*, *Agrostis tenuis* u.c.) invāzija, šo sugu vienlaidus masveida izplatība un atbilstoši citu sugu daudzuma samazināšanās. Šāda pati parādība var būt iespējama arī krūmu stāvā utt. Aizliegtās darbības veicina audzes sabrukšanu (destrukciju), aizliegta darbība kopumā pielīdzināma **traucējumam** mežaudzes attīstībā.

Vispārējie noteikumi attiecībā uz meža gliemežu vides prasībām kopumā nav pietiekami efektīvi (izņemot dažus), jo tie nenosedz visus vides prasību aspektus ilgtermiņā, bet tikai daļēji un īslaicīgi. Šobrīd ir ļoti grūti ieteikt, kā tie būtu papildināmi, lai efektivitāti uzlabotu, jo trūkst pētījumu par šo tēmu. Līdz šim veiktie pētījumi Latvijā ir bijuši saistīti ar faktiskās situācijas apzināšanu līdz 1990.gadu beigām. Šobrīd ir atšķirīga meža izmantošanas intensitāte un tiek lietotas citas metodes.

Lielākā daļa no mežā aizsargājamām struktūrām nodrošina vides prasības periodiski vai īslaicīgi. Pilnībā vides prasības nodrošina tikai divas aizsargājamās struktūras – gravas un bioloģiski vērtīgas mežaudzes, ja neņem vērā šo struktūru izolētību vai fragmentāciju.

Noteikumi par koku ciršanu meža zemēs būtībā meža gliemežu vides prasības nenodrošina, ja nu vienīgi tikai divi noteikumi: „jāsaglabā viss apaugums ap avotiem un avoksnājiem un mikroieplakās (reljefa pazeminājumos ar izteikti palielinātu mitrumu un raksturīgu veģetāciju)” un „jāsaglabā daļējs apaugums gravā”. Šie divi pasākumi meža gliemežu vides prasības nodrošina daļēji vai īslaicīgi. Lai nodrošinātu meža gliemežu vides prasības, kailcirtēs un arī skrajcirtēs ir jāatstāj pamežs un lielu dimensiju kritālas; meža izciršana būtu jāveic ziemā sniega un sala apstākļos, lai izvairītos no zemsegas bojāšanas. Taču ir saprotams, ka vienas organismu grupas dēļ netiks mainīta meža izstrādes kārtība, tādēļ nepieciešami pētījumi par to, kā mazināt meža tehnikas ietekmi uz augsnes faunu un cik daudz atstājams pamežs, lai nodrošinātu meža gliemežu vides prasības.

Lielākā daļa aizliegto darbību meža gliemežu vides prasības nenodrošina. Dažu aizliegto darbību nozīme ir nebūtiska vai īslaicīga. Ilgtermiņā gliemežu vides prasības nodrošina mikroliegumi un īpaši aizsargājamie meža iecirkņi.

Kailcirtes aizliegumi ir galvenie pasākumi, kuri būtībā nodrošina meža gliemežu vides prasības. Visefektīvākie ir kailcirtes aizliegumi mežaudzēs, kur valdošā koku suga ir ozols, liepa, kļava, goba, vīksna vai skābardis, jo šādos mežos koncentrējas lielākā daļa meža gliemežu sugu. Arī kailcirtes aizliegums ezeru salās un purvu salās nodrošina visas gliemežu vides prasības. Taču jāņem vērā šo salu platība un to izolētība, kā rezultātā nenotiek vai ir ļoti ierobežota dzīvnieku migrācija starp populācijām.

Aizsargjoslu likums kopumā nodrošina to gliemežu vides prasības, kuri sastopami kāpu aizsargjoslā.

Kā viena no problēmām jāatzīmē biotopu, kuri nodrošina meža gliemežu vides prasības, pieaugošā sadrumstalotība un izolētība. Bieži starp šiem biotopiem atrodas dažāda vecuma jaunaudzes gliemežiem nepārvaramās platībās tiem nepiemēroto vides apstākļu dēļ. Ir jādomā par ekoloģisko koridoru ieviešanu praksē, kas ir svarīgi galvenokārt nelidojošām organismu grupām. Līdz ar to vairums vispārējo noteikumu būtu pietiekami efektīvi, ja tie veiktu ekoloģisko koridoru funkcijas. Vēl paliek atklāts jautājums par atsevišķu dažādu meža puduru, mežmalu, apaugumu un joslu nozīmi meža gliemežu vides prasību nodrošināšanā, jo pētījumi šajā jomā Latvijā nav veikti.

5. Preventīvo pasākumu – filtrācijas platību pirms meliorācijas sistēmas ievadišanas ūdenstecē efekta novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā

Ievads

Meliorācijas sistēmu renovācija ir viens no tiem mežsaimnieciskajiem pasākumiem, kas atstāj tiešu ietekmi uz ūdens kvalitāti grāvjos un attiecīgi tālāk arī ūdenstecēs. Latvijā līdz šim pārsvarā pētīta meža meliorācijas ietekme uz kokaudžu ražību, pētījumi par meža meliorācijas grāvju renovācijas ietekmi uz ūdens kvalitāti LVMI Silava uzsākti 2012.gadā, un patlaban ir pieejami pirmie šo pētījumu rezultāti.

Svarīgākais ūdens kvalitātes risku samazināšanā ir novērst suspendēto daļiņu un biogēno elementu virzīšanos uz ūdenstilpēm, kuras atrodas lejpus meliorācijas sistēmām. Barības vielu pastiprināta pieplūde ūdenstilpēs un ūdenstecēs izraisa to eitrofikāciju, bet suspendētās daļiņas – ūdens saduļķošanas, kas savukārt noved pie fotosintētiskās aktivitātes samazināšanās ūdenstilpēs un ūdenstecēs un vides apstākļu izmaiņām tur mītošajiem dzīvajiem organismiem. Tiek uzskatīts, ka tieši suspendētās daļiņas parasti izraisa lielākās problēmas pēc nosusināšanas grāvju pārtīrīšanas vai jaunu grāvju sistēmu ierīkošanas, veidojot augšnes sanesumus un saduļķojumus grāvju lejtecē vai upēs.

No tuvējām kaimiņvalstīm visvairāk pētījumu par meliorācijas sistēmu renovācijas ietekmi uz ūdens kvalitāti ir Somijā. Somu zinātnieki konstatējuši, ka pēc grāvju renovācijas kūdras augsnēs suspendēto daļiņu apjoms pieaug līdz 100-200 mg L⁻¹, pēc dažām nedēļām to daudzums sarūk līdz 8-70 mg L⁻¹. Principā paaugstināts suspendēto daļiņu saturs ir paaugstināts pat 10 gadus pēc grāvju rakšanas. Fosfors no kūdras augšnes var izskatīties pat 20 gadus pēc aktivitātes, sevišķi, ja rokot ir aizskarts minerālaugšnes slānis zem kūdras. Lietusgāzu laikā suspendēto daļiņu apjoms palielinās vismaz 2-3 gadus pēc grāvju tīrīšanas (Nieminen, personiska konsultācija).

Lai samazinātu grāvju renovācijas darbu potenciālo negatīvo ietekmi, tiek izmantoti dažādi preventīvie pasākumi. Viens no paņēmieniem ir sedimentācijas dīķu ierīkošana uz maģistrālajiem grāvjiem. Somu pētījumā par sedimentācijas baseinu ietekmi uz suspendēto daļiņu iznesi no sateces baseina secināts, ka, salīdzinājumā ar kontroli, kur nav veikta meliorācijas sistēmas renovācija, pirmajos gados (sevišķi pirmajā) pēc renovācijas suspendēto daļiņu apjoms, kas nonāk sedimentācijas dīķos, ir pat 11 reizes lielāks un sasniedz 48.5 mg L⁻¹ (Joensuu et al., 1999). Pat ja pirmajā gadā pēc grāvju renovācijas sedimentācijas baseins, saskaņā ar novērojumiem, savu funkciju īsti nepilda, jau, sākot ar otro novērojumu gadu, aizturēto suspendēto daļiņu apjoms ir būtisks (Joensuu 1992, Manninen 1998). Sedimentācijas dīķu efektivitāte ir mazāka saistībā ar barības vielu iznesi. Līdzīgi secinājumi iegūti arī mūsu pētījuma objektos (skat.nākamo nodaļu). Somu pētnieki norāda, ka nozīmīgs ir sedimentācijas dīķa izmērs. Liela izmēra sedimentācijas dīķi, kas vienlaikus izmantojami kā meža dzīvnieku dzirdināšanas vai ūdens ņemšanas vietas ugunsdzēsības vajadzībām, eitrofikācijas samazināšanā darbojas efektīvāk. Tomēr šādu liela izmēra sedimentācijas dīķu ierīkošana ne vienmēr ir iespējama. Tādēļ nepieciešams izvērtēt arī citus iespējamus paņēmienus suspendēto daļiņu un barības vielu izneses samazināšanā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas.

Literatūrā norādīts, ka alternatīva metode sedimentācijas baseinu izveidei ir virszemes filtrācijas platību ierīkošana aizsargjoslā pie ūdensteces. Šajā nodaļā aprakstīti pirmie rezultāti šāda preventīvā paņēmiena efektivitātes pārbaudei pēc meža meliorācijas sistēmas renovācijas Latvijā.

5.1. Pētījuma objekti un metodika

5.1.1. Pētījuma objektu izvēle un dizains

Pētījuma vajadzībām 2013.gada sākumā tika izraudzīta teritorija Madonas rajonā Liezēres pagastā, kur meliorācijas sistēmu renovācija plānota 2013.gadā. Sateces baseina platība – 498 ha.



Attēls 72. Pētījuma objekts filtrācijas lauka efektivitātes pārbaudei

2013.gada pavasarī uz maģistrālā grāvja M1 tika ierīkotas 15 paraugu ņemšanas vietas – sekas gruntsūdens akas; tas darīts vienmērīgi visā grāvja lejtecē (pēdējo 100 metru posmā), attālums starp paraugu ņemšanas vietām 30-40 metri (Attēls 73). Akas Nr.14.un 15.atrodas jau meliorācijas sistēmas renovētajā daļā.



Attēls 73. Paraugu ņemšanas vietu izvietojums pētījuma objektā

Meliorācijas sistēmas renovācija veikta 2014.gada pavasarī.

5.1.2. Mērījumu un analīžu veikšanas metodika

Ūdens paraugu ievākšana uzsākta 2013.gadā, kad veģetācijas sezonas laikā gruntsūdens akās vairākas reizes ievākti fona dati, lai gūtu priekšstatu par biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrāciju pirms meliorācijas sistēmas renovācijas. 2014.gada veģetācijas sezonā ūdens paraugi ievākti divas reizes mēnesī gan ierīkotajās akās, gan divās vietās grāvī – tieši pirms ūdensteces un pirms filtrācijas lauka vietā, kur beidzas renovētā maģistrālā grāvja sekcija.

Grāvī veikt arī noteces mērījumi, nosakot straumes ātrumu katrā parauga ievākšanas reizē augšpus un lejpus filtrācijas lauka. Tas darīts 10 metrus garā posmā trijos atkārtojumos pēc virsmas pludiņa metodes. Zinot laika periodu, kurā pludiņš veic 10 metrus garo posmu, iespējams aprēķināt straumes vidējo ātrumu konkrētajā vietā. Gadījumos, kad straumes ātrums nav nosakāms pretvēja vai niecīgās straumes dēļ, pieņemts, ka ātrums ir tuvs nullei, kas nozīmē arī to, ka konkrētajā laika periodā biogēno elementu iznese būs tuva nullei.

Lai aprēķinātu biogēno elementu iznesi, nepieciešams zināt arī grāvja šķērsgaršā laukumu. To iespējams izmērīt, katrā paraugu ņemšanas vietā perpendikulāri krastam nosakot ūdens virsmas platumu un, atkarībā no tā, ik pēc noteikta attāluma nosakot ūdens dziļumu. Vietās ar ūdens virsmas platumu līdz 200 cm dziļums mērīts ik pēc 10 cm, ar platumu 201-500 cm – ik pēc 20 cm, bet platākos grāvjos un upēs – ik pēc 40 cm. Kamerāli sareizinot šķērsriezuma laukumu ar straumes ātrumu, iegūst ūdens daudzumu, kas aizplūst caur parauga ņemšanas vietu konkrētajā brīdī. No šī lieluma, savukārt, iespējams iegūt katra biogēnā elementa izneses apjomu no grāvja sateces baseina visā novērojumu periodā.

5.1.3. Ūdens ķīmiskais sastāvs

Ūdens paraugi ievākti divas reizes mēnesī tajās pašās vietās, kur mērīta notece – vienā vietā augšpus filtrācijas lauka un vienā vietā lejpus filtrācijas lauka -, kā arī 15 gruntsūdens akās. Katrā vietā vienā reizē ņemti 750-1000 mL, paraugi iepildīti plastmasas pudelēs un aukstumkastēs transportēti uz laboratoriju. Ūdens paraugs vienmēr ņemts pirms profila un straumes ātruma mērījumiem.

LVMI „Silava” Meža vides laboratorijā ūdens paraugos noteikti sekojoši fizikālie un ķīmiskie parametri: cieta suspendēto vielu saturs, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N_{kop} , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} saturs (mg L^{-1}), pH līmenis un izšķīdušā organiskā oglekļa saturs.

Pirms N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} satura noteikšanas ūdens paraugi filtrēti caur borsilikātu stikla šķiedras filtriem. Ūdens paraugu pH noteikts atbilstoši LVS ISO 10523 standartam. Kalcija (Ca^{2+}) un magnija (Mg^{2+}) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam. Amonija jonu (N-NH_4^+) saturs ūdens paraugos noteikts atbilstoši LVS ISO 7150/1:1984 standartam, izmantojot spektrofotometrisko metodi. Nitrātu jonu (N-NO_3^-) saturs noteikts, izmantojot Machenery Nagel PF11 fotometru un nitrātu noteikšanas testa komplektu Visocolor ECO 5-41. Fosfātjonu (P-PO_4^{3-}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi. Kopējais slāpekļa (N_{kop}) saturs noteikts, izmantojot modificētu Kjeldāla metodi. Cieta suspendēto vielu saturs noteikts atbilstoši LVS EN 872 standartam. Izšķīdušā organiskā

oglekļa saturs noteikts atbilstoši LVS EN 1484:2000 standartam, metodes pamatā ir katalītiskā sadedzināšana un infrasarkanā detektēšana.

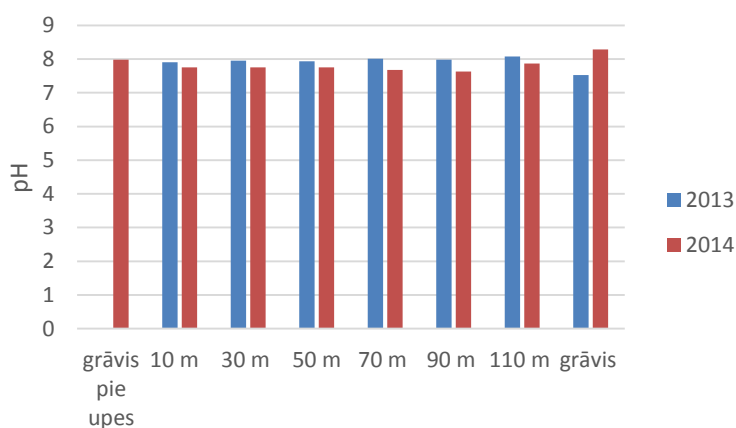
Datu atbilstība normālajam sadalījumam tika veikta ar Kolmogorova-Smirnova testu, vidējo vērtību atšķirību būtiskuma noteikšana – ar Manna-Vitneja testu. Datu apstrāde veikta datorprogrammā IBM SPSS Statistics 20.

5.2. Rezultāti

Pavisam kopā 2014.gada novērojumu periodā ievākti un analizēti 205 ūdens paraugi. Ķīmisko parametru vidējās vērtības atsevišķās paraugu ņemšanas vietās 2013.un 2014.gadā parādītas 28.tabulā (

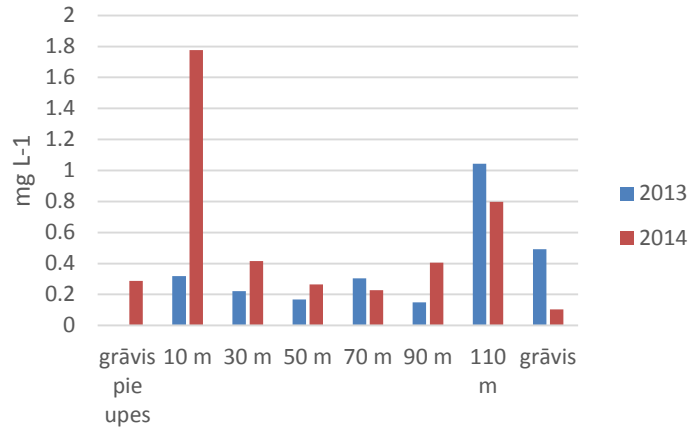
Tabula 28).

Pēc meliorācijas sistēmas renovācijas pH vērtība grāvja ūdenī ir palielinājusies, bet gruntsūdens akās – samazinājusies. Atšķirīgos attālumos no upes gruntsūdens pH vērtības gan 2013., gan 2014.gadā bija visai līdzīgas (Attēls 74). Būtiskas pH vērtību atšķirības konstatētas 2014.gadā starp paraugiem gruntsūdens akās 70 m no upes un paraugiem grāvī ($p=0.021$) un paraugiem gruntsūdens akās 90 m no upes un paraugiem grāvī ($p=0.011$). Atšķirības starp paraugiem grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka nav statistiski būtiskas.



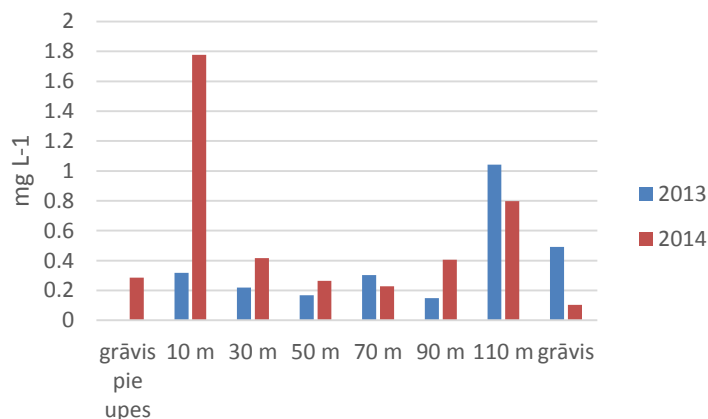
Attēls 74. Vidējās pH vērtības grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Nitrātjonu koncentrācija pēc meliorācijas sistēmu renovācijas ir palielinājusies paraugos gruntsūdens akās 10, 30, 50 un 90 m no upes, bet samazinājusies akās 70 un 110 m no grāvja, kā arī grāvī. Ļoti ievērojami palielinājusies koncentrācija tieši akā 10 m no upes (Attēls 75). Būtiskas nitrātjonu koncentrācijas atšķirības konstatētas starp paraugiem akās 10 un 30 m no grāvja ($p=0.002$), 10 un 50 m no grāvja ($p=0.000$), 10 un 70 m no grāvja ($p=0.000$), 10 un 90 m no grāvja ($p=0.003$), paraugiem akā 10 m no grāvja un grāvī pirms filtrācijas lauka ($p=0.006$), kā arī paraugiem akā 10 m no grāvja un grāvī aiz filtrācijas lauka ($p=0.007$). Būtiskas atšķirības starp paraugiem grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka netika konstatētas.



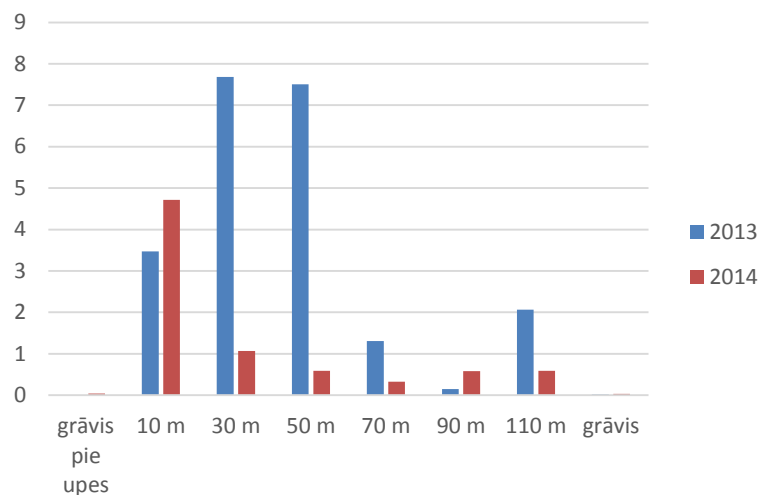
Attēls 75. Nitrātu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Fosfātu koncentrācijas izmaiņu tendence ir ļoti līdzīga kā nitrātu izmaiņu tendence: arī šajā gadījumā vielu koncentrācija pēc meliorācijas sistēmu renovācijas ir palielinājusies paraugos gruntsūdens akās 10, 30, 50 un 90 m no upes, bet samazinājusies akās 70 un 110 m no grāvja un pašā grāvī (Attēls 76). Būtiskas atšķirības konstatētas starp paraugiem akā 10 m no upes un paraugiem visās pārējās vietās - 10 m no upes fosfātu koncentrācija ir ievērojami augstāka nekā pārējās akās un grāvī gan pirms, gan pēc filtrācijas lauka (p-vērtība visos gadījumos 0.000). Arī fosfātu koncentrācijas būtiski neatšķiras grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka.



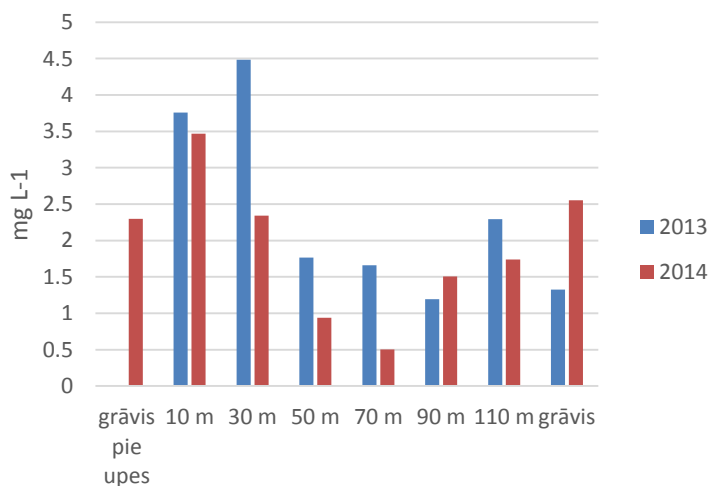
Attēls 76. Fosfātu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un2014.gadā

Amonija jonu koncentrācija pēc meliorācijas sistēmas renovācijas pieaugusi paraugos akās 10 m no upes un 90 m no upes, pie tam paraugos 90 m no upes – būtiski ($p=0.048$) (Attēls 77). Salīdzinot koncentrācijas 2014.gadā atsevišķās paraugu ņemšanas vietās, būtiskas atšķirības parādās starp paraugiem no akas 10m no upes un pārējos attālumos no upes, kā arī grāvī (p-vērtība visos gadījumos 0.000). Amonija jonu koncentrācija grāvī ir neliela, salīdzinot ar gruntsūdens akām, un pirms un pēc filtrācijas lauka būtiski neatšķiras.



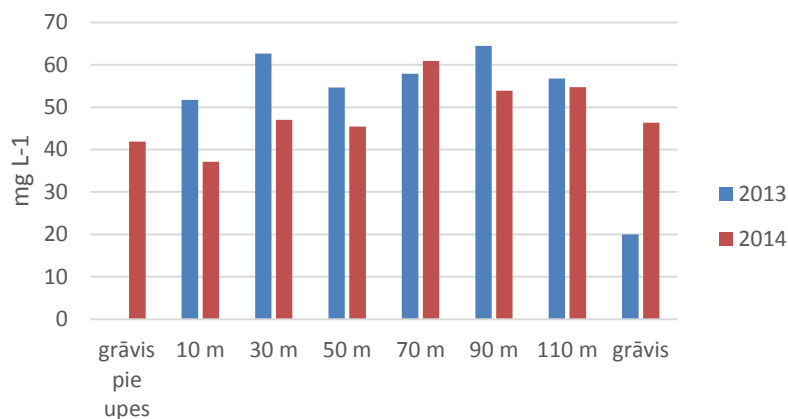
Attēls 77. Amonija jonu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Kālija jonu vidējā koncentrācija pēc meliorācijas sistēmas renovācijas, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, ir samazinājusies gruntsūdens akās visos attālumos no upes, izņemot 90 m, būtiskas izmaiņas starp gadiem konstatētas 30 m ($p=0.006$) un 70 m ($p=0.000$) attālumā no upes (Attēls 78). 2014.gadā konstatētas samērā lielas kālija koncentrācijas atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām dažādos attālumos no grāvja, lielākā daļa no tām būtiskas. Visaugstākā kālija jonu koncentrācija bija paraugos vistuvāk upei, tad tā pakāpeniski samazinājās, bet, sākot no 90 m attāluma, atkal pieauga. Tomēr nozīmīgas atšķirības starp paraugiem grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka netika konstatētas.



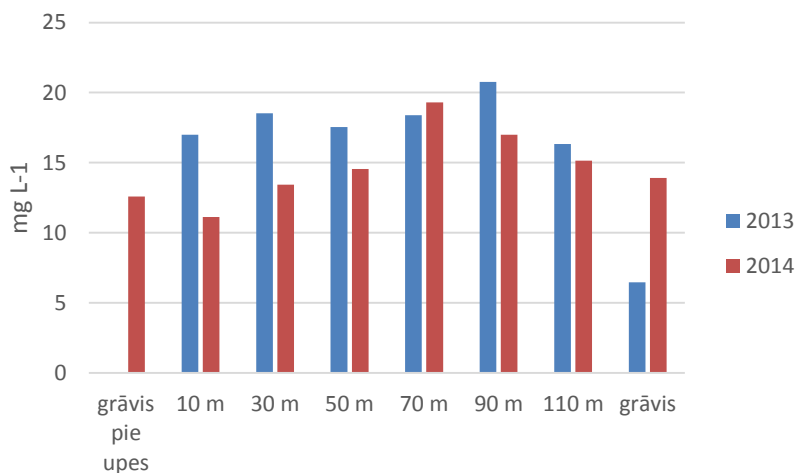
Attēls 78. Kālija jonu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un2014.gadā

Kalcija jonu koncentrācija gruntsūdens akās 2014.gadā, salīdzinot ar 2013.gadu, ir samazinājusies, izņemot akas 70 m attālumā no upes, kur tā nedaudz pieaugusi (Attēls 79). Būtisks samazinājums novērots 10 m ($p=0.004$) un 50 m ($p=0.031$) attālumā no upes. Grāvī pirms filtrācijas lauka kalcija jonu koncentrācija palielinājusies. 2014.gadā konstatētas būtiskas kalcija jonu koncentrācijas atšķirības starp paraugiem no gruntsūdens akām 10 m un 70 m attālumā no upes ($p=0.010$), kā arī no akām 50 m un 70 m attālumā no upes ($p=0.028$). Būtiskas atšķirības starp paraugiem no grāvja pirms un pēc filtrācijas lauka netika konstatētas.



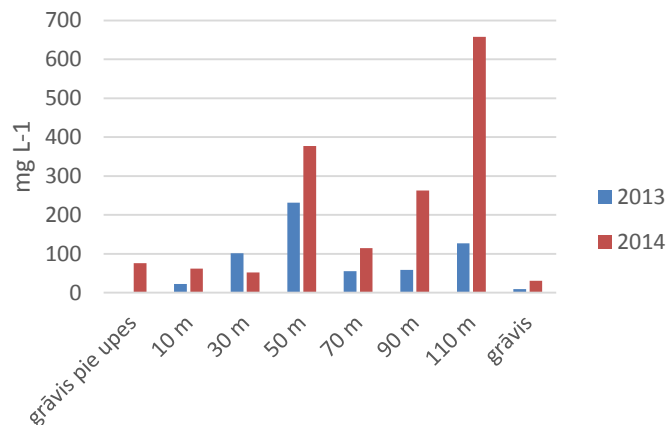
Attēls 79. Kalcija jonu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un2014.gadā

Magnija jonu vidējās koncentrācijas gruntsūdens akās 2014.gadā, salīdzinot ar 2013.gadu, ir samazinājušās, izņemot akas 70 m attālumā no upes. 30 m attālumā no upes koncentrācijas samazinājums ir būtisks ($p=0.000$). 2014.gadā pēc meliorācijas sistēmas renovācijas magnija jonu koncentrācija gruntsūdens akās pakāpeniski palielinās, attālinoties no upes, bet akās 90 m un 110 m attālumā no upes tā atkal ir mazāka (Attēls 80). Konstatētas būtiskas magnija koncentrācijas atšķirības starp paraugiem gruntsūdens akās 10 m un 70 m no upes ($p=0.021$) un 30 m un 70 m no upes ($p=0.018$). Grāvī pirms filtrācijas lauka magnija jonu koncentrācija, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, palielinājusies vairāk nekā divas reizes, būtiskas atšķirības starp paraugiem pirms un pēc filtrācijas lauka 2014.gadā netika konstatētas.



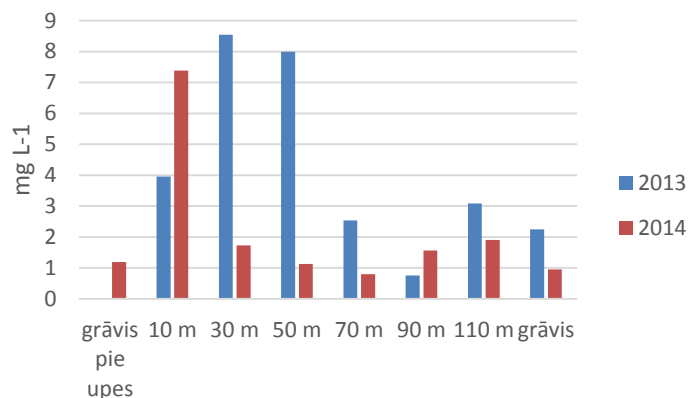
Attēls 80. Magnija jonu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Suspendēto daļiņu apjoms pēc meliorācijas sistēmas renovācijas ir pieaudzis gan gruntsūdens akās visos attālumos no upes, izņemot 30 m, gan arī grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka (Attēls 81). Gruntsūdens akās 110 m no upes, tātad vistuvāk renovētajai grāvja daļai, suspendēto daļiņu vidējā koncentrācija ir 658 mg L⁻¹. Grāvī tā saglabājas krietni zemāka, taču paraugu ņemšanas vietā aiz filtrācijas lauka pie upes suspendēto daļiņu vidējā koncentrācija 2014.gadā ir ievērojami, kaut arī ne statistiski būtiski augstāka nekā pirms filtrācijas lauka.



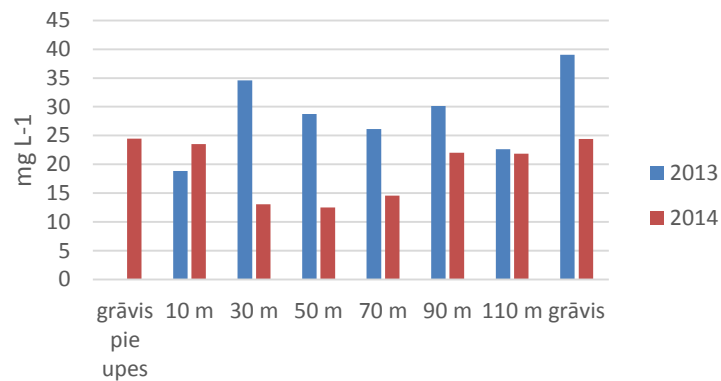
Attēls 81. Suspendēto daļiņu vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija 2014.gadā, salīdzinot ar 2013.gadu, ir palielinājusies gruntsūdens akās 10m un 90 m attālumā no upes, visur citur tā samazinājusies (Attēls 82). Būtiskas izmaiņas starp gadiem konstatētas gruntsūdens akās 30 m no upes ($p=0.003$), 70 m no upes ($p=0.042$) un 90 m no upes ($p=0.008$). Salīdzinot kopējā slāpekļa koncentrācijas 2014.gadā dažādās paraugu ņemšanas vietās, konstatēts, ka būtiskas atšķirības pastāv starp gruntsūdens aku 10 m attālumā no upes un visām pārējām paraugu ņemšanas vietām (p -vērtība visos gadījumos 0.000). Būtiskas atšķirības starp paraugiem grāvī pirms un pēc filtrācijas lauka 2014.gadā netika konstatētas.



Attēls 82. Kopējā slāpekļa vidējās koncentrācijas grāvī un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Izšķīdušā organiskā oglekļa vidējā koncentrācija ir pieaugusi gruntsūdens akā 10 m attālumā no upes, visās pārējās paraugu ņemšanas vietās tā ir samazinājusies, pie tam 30 m ($p=0.000$), 50 m ($p=0.001$) un 70 m ($p=0.000$) attālumā no upes - būtiski (Attēls 83). 2014.gadā pēc meliorācijas sistēmas renovācijas visaugstākās izšķīdušā organiskā oglekļa vērtības konstatētas grāvī gan pirms, gan pēc filtrācijas lauka. Konstatētas būtiskas atšķirības starp izšķīdušā organiskā oglekļa vidējo koncentrāciju gruntsūdens akā 10 m no upes un visās pārējās paraugu ņemšanas vietās (p -vērtības visos gadījumos 0.00). Tāpat būtiski atšķīrās izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija gruntsūdens akās 30 m un 90 m no upes ($p=0.021$), 50 m un 90 m no upes ($p=0.009$), akās 30 m no upes un grāvī pirms ietekas upē ($p=0.009$), kā arī akās 50 m no upes un grāvī pirms ietekas upē ($p=0.021$).



Attēls 83. Izšķīdušā organiskā oglekļa vidējās koncentrācijas grāvi un gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Tabula 28.

Ķīmisko rādītāju vidējās vērtības gruntsūdens akās 2013.un 2014.gadā

Rādītājs	Attālums no upes	2013		2014	
		Vidējā vērtība	Standartklūda	Vidējā vērtība	Standartklūda
pH	10 m	7.93	0.217	7.49	0.114
	30 m	8.08	0.192	7.69	0.081
	50 m	7.88	0.250	7.73	0.096
	70 m	8.16	0.213	7.56	0.086
	90 m	8.22	0.185	7.48	0.092
	110 m	8.27	0.233	7.74	0.087
NO3	10 m	0.32	0.193	2.15	1.328
	30 m	0.23	0.088	0.48	0.111
	50 m	0.22	0.039	0.27	0.059
	70 m	0.37	0.124	0.20	0.035
	90 m	0.17	0.046	0.40	0.115
	110 m	1.04	0.394	0.66	0.213
PO4	10 m	0.03	0.008	0.12	0.059
	30 m	0.03	0.015	0.03	0.008
	50 m	0.01	0.004	0.03	0.014
	70 m	0.01	0.007	0.00	0.001
	90 m	0.01	0.002	0.03	0.021
	110 m	0.00	0.001	0.01	0.005
NH4	10 m	3.47	0.655	4.32	1.877
	30 m	7.70	5.927	1.18	0.309
	50 m	2.48	2.310	0.70	0.220
	70 m	1.25	1.137	0.32	0.140
	90 m	0.20	0.159	0.24	0.107
	110 m	1.03	0.544	0.99	0.489
K	10 m	3.76	0.129	3.28	0.487
	30 m	4.37	1.433	2.34	0.145

Rādītājs	Attālums no upes	2013		2014	
		Vidējā vērtība	Standartklūda	Vidējā vērtība	Standartklūda
	50 m	1.59	0.874	0.90	0.156
	70 m	1.36	0.364	0.43	0.059
	90 m	1.68	1.022	1.33	0.251
	110 m	2.28	0.462	1.98	0.352
Ca	10 m	51.70	2.189	37.84	3.560
	30 m	62.64	5.197	46.99	2.413
	50 m	56.32	4.100	46.60	3.470
	70 m	58.53	3.776	64.87	2.839
	90 m	66.20	7.943	56.92	5.670
	110 m	57.73	3.183	63.85	6.427
Mg	10 m	17.00	1.089	11.66	1.212
	30 m	18.14	1.420	13.13	0.601
	50 m	18.45	2.028	14.83	1.374
	70 m	18.66	1.459	20.31	1.115
	90 m	22.80	3.164	17.28	1.876
	110 m	16.93	1.584	17.68	1.842
TSS	10 m	23.00	7.246	62.14	23.098
	30 m	48.50	10.053	48.67	9.077
	50 m	45.00	19.735	408.17	220.094
	70 m	34.50	13.037	114.97	57.827
	90 m	23.60	9.958	303.65	108.031
	110 m	158.67	96.008	701.42	323.775
Nkop	10 m	3.98	0.554	7.10	2.828
	30 m	8.74	6.415	1.93	0.329
	50 m	2.88	2.266	1.21	0.244
	70 m	2.03	1.316	0.73	0.148
	90 m	0.74	0.229	1.36	0.202
	110 m	2.37	0.570	2.17	0.573
DOC	10 m	18.83	2.685	23.87	9.347
	30 m	36.31	5.044	13.37	1.096
	50 m	28.93	7.028	12.10	1.254
	70 m	26.15	2.227	14.61	1.351
	90 m	29.14	4.836	24.29	1.992
	110 m	22.73	3.735	21.01	1.914

Salīdzinot biogēno elementu un TSS koncentrācijas atsevišķās gruntsūdens akās, parādās visai atšķirīgas likumsakarības. Taču, salīdzinot vidējos rādītājus akās, kas atrodas pašā filtrācijas laukā (1.-13.aka) un renovētajā platībā (14.un 15.aka), izrādās, ka renovētajā sistēmas daļā izvietotajās akās nitrātu, kālija, kalcija, kopējā slāpekļa, TSS un izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija ir augstāka (Tabula 29.), nitrātu un DOC atšķirības ir statistiski būtiskas (attiecīgi $p=0.007$ un $p=0.001$). Būtībā šī likumsakarība norāda uz to, ka filtrācijas lauks funkcionē. Iemesls tam, kāpēc vielu koncentrācija grāvī aiz filtrācijas lauka nav samazinājusies,

visticamāk ir ar biogēnajiem elementiem un suspendētajām daļiņām bagātu virsūdeņu notece, kas nāk no renovētās platības. Šajā vasarā bija vairāki spēcīga lietūs periodi, kad objektā bija vērojama izteikta ūdens plūsma pa zemes virsmu. Pirms filtrācijas lauka atrodas pirms dažiem gadiem izstrādāta mežaudze ar diezgan izteiktu reljefu, turklāt filtrācijas platībai ir raksturīgi bebru izveidoti grāvīši, kas spēcīgu nokrišņu apstākļos darbojas kā transporta kanāli. Filtrācijas laukā esošā veģetācija (pārsvarā niedres), nespēj pietiekami efektīvi samazināt virsūdens plūsmu un uztvert barības vielas un sedimentu.

Tabula 29.

Biogēno elementu un TSS vidējās vērtības gruntsūdens akās filtrācijas laukā un renovētajā sistēmas daļā

	N-NO ₃ -	P-PO ₄ ³⁺	N-NH ₄ ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	TSS	Nkop.	DOC
Filtrācijas lauks	0.44	0.03	0.95	1.49	50.62	15.68	183.55	1.76	15.96
Renovētā platība	0.80	0.02	0.58	1.74	54.73	15.13	657.65	1.91	21.83

Secinājumi

1. Pirmajā sezonā pēc meliorācijas sistēmas renovācijas netika konstatētas būtiskas N-NO₃⁻, P-PO₄³⁺, N-NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, TSS, Nkop. un DOC koncentrācijas atšķirības grāvja ūdenī pirms un pēc filtrācijas lauka.
2. Nitrātu, kālija, kalcija, kopējā slāpekļa, TSS un izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija gruntsūdens akās filtrācijas laukā bija zemāka nekā akās renovētajā meliorācijas sistēmas daļā. Būtībā tas liecina par to, ka filtrācijas platība funkcionē, un biogēnie elementi un daļiņas tiek aizturētas.
3. Iemesls tam, kāpēc vielu koncentrācija grāvī aiz filtrācijas lauka nav samazinājusies, visticamāk ir ar biogēnajiem elementiem un suspendētajām daļiņām bagātu virsūdeņu notece no renovētās platības. 2014.gada vasarā bija vairāki spēcīga lietūs periodi, kad objektā bija vērojama izteikta ūdens plūsma pa zemes virsmu. Turklāt šai platībai ir raksturīgi bebru izveidoti grāvīši, kas spēcīgu nokrišņu apstākļos darbojas kā transporta kanāli. Filtrācijas laukā esošā veģetācija (pārsvarā niedres), nespēj pietiekami efektīvi samazināt virsūdens plūsmu un uztvert barības vielas un sedimentu.
4. Visticamāk filtrācijas laukus lietderīgi ierīkot tādās vietās, kur ir pastāvīga daudzgadīga veģetācija un nav virsūdeņu transporta kanālu. Arī pirms filtrācijas lauka esošās platības raksturojumam (reljefs, veģetācija) ir nozīme. Šie jautājumi Latvijā jāpēta plašāk.

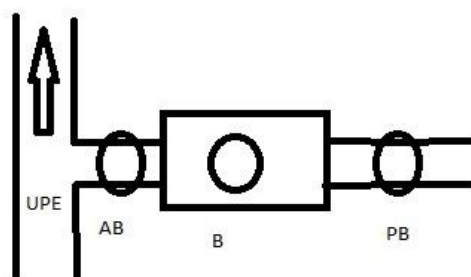
Literatūra

1. Joensuu S. 1992. Peatland forest ditch maintenance and runoff water quality: the effectiveness of sedimentation ponds. Proceedings of the 9th International Peat Congress, Uppsala 2: 423-433
2. Joensuu S., Ahti E., Vuolekoski M. 1999. The effects of peatland forest ditch, maintenance on suspended solids in runoff. Boreal Environment Research 4: 343-355
3. Manninen P. 1998. Effects of forest ditch cleaning and supplementary ditching on water quality. Boreal Environmental Research 3:23-32
4. Nieminen M, Jarva M., 1996. Phosphorus Adsorption by Peat from Drained Mires in Southern Finland. Scandinavian Journal of Forest Research, 11, 321-326

6. Preventīvo pasākumu – meža meliorācijas sistēmu novadgrāvju sedimentācijas dīķu efekta ietekmes novērtējums ūdens kvalitātes kontekstā

6.1. Objekti un mērījumi

2014.gadā turpināti novērojumi trijos 2012.gadā ierīkotajos objektos A/S „Latvijas valsts meži” apsaimniekotajos nosusinātajos mežos - 2 objekti Rietumvdzemes (ST1 un VG) un viens objekts Ziemeļkurzemes (BU1) mežsaimniecībā. Tāpat kā iepriekšējā lauka darbu sezonā katrā objektā grāvju profila uzmērīšana un ūdens paraugu ņemšana notika trīs dabā atzīmētos parauglaukumos pirms un pēc nosēdbedres, kā arī pašā bedrē (Attēls 84).



Attēls 84. Paraugu ievākšanas vietu izvietojuma vispārēja shēma (apzīmējumi: PB- pirms bedres, B – bedrē, AB – aiz bedres), attālums starp paraugu ņemšanas vietām 70-80 metri

2014. gada maijā turpināta empīrisku datu ievākšana atlasītajos pētījumu objektos, pārbaudot sedimentācijas dīķu stāvokli, uzmērot ūdens profilu un ievācot ūdens paraugus divreiz mēnesī. 2014.gada sezonā trijos pētījuma objektos ievākti un analizēti 180 ūdens paraugi.

Noteces mērījumi veikti, nosakot straumes ātrumu ar vuirsmaiz pludiņa metodi 10 metrus garā posmā piecos atkārtojumos katrā parauga ievākšanas reizē un vietā. Zinot laika periodu, kurā pludiņš veic 10 metrus garo posmu, iespējams aprēķināt straumes vidējo ātrumu konkrētajā vietā.

Lai aprēķinātu biogēno elementu iznesi, nepieciešams zināt arī grāvja šķērsgriezuma laukumu. To iespējams izmērīt, katrā parauga ņemšanas vietā perpendikulāri krastam nosakot ūdens virsmas platumu un, atkarībā no tā, ik pēc noteikta attāluma nosakot ūdens dziļumu. Vietās ar ūdens virsmas platumu līdz 200 cm dziļums mērīts ik pēc 10 cm, ar platumu 201-500 cm – ik pēc 20 cm, bet platākos grāvjos un upēs – ik pēc 40 cm. Kamerāli sareizinot šķērsgriezuma laukumu ar straumes ātrumu, iegūst ūdens daudzumu, kas aizplūst caur parauga ņemšanas vietu konkrētajā brīdī. No šī lieluma savukārt iespējams iegūt katra biogēnā elementa izneses apjomu no grāvja sateces baseina visā novērojumu periodā.

Ūdens paraugi grāvī katrā objektā ievākti divas reizes mēnesī tajās pašās vietās, kur mērīta notece – vienā vietā augšpus sedimentācijas dīķa, sedimentācijas dīķa vidusdaļā un vienā vietā lejpus sedimentācijas dīķa. Katrā vietā vienā reizē ņemti 750-1000 mL, paraugi iepildīti plastmasas pudelēs un aukstumkastēs transportēti uz laboratoriju. Ūdens paraugs vienmēr ņemts pirms profila un straumes ātruma mērījumiem.

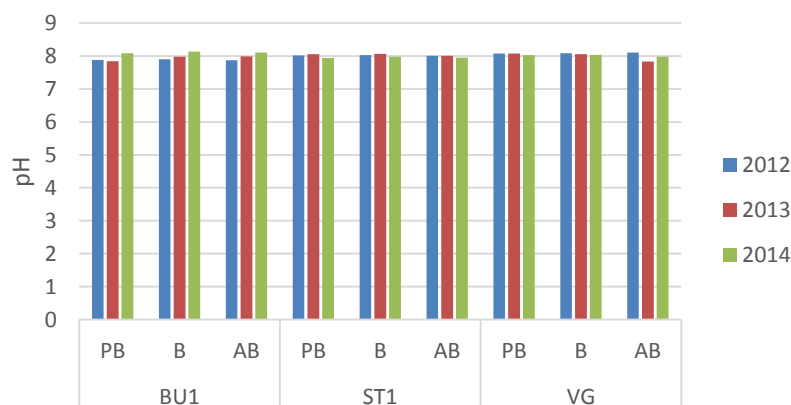
LVMI „Silava” Meža vides laboratorijā ūdens paraugos noteikti sekojoši fizikālie un ķīmiskie parametri: cieto suspendēto vielu saturs, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , N_{kop} , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} saturs (mg L^{-1}), pH līmenis un izšķīdušā organiskā oglekļa saturs.

Pirms N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} satura noteikšanas ūdens paraugi filtrēti caur borsilikātu stikla šķiedras filtriem. Ūdens paraugu pH noteikts atbilstoši LVS ISO 10523 standartam. Kalcija (Ca^{2+}) un magnija (Mg^{2+}) saturs noteikts, izmantojot liesmas atomu absorbcijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS EN ISO 7980 standartam. Kālija (K) saturs noteikts, izmantojot liesmas emisijas spektrofotometrijas metodi, atbilstoši LVS ISO 9964-3:2000 standartam. Amonija jonu (N-NH_4^+) saturs ūdens paraugos noteikts atbilstoši LVS ISO 7150/1:1984 standartam, izmantojot spektrofotometrisko metodi. Nitrātu jonu (N-NO_3^-) saturs noteikts, izmantojot Machenery Nagel PF11 fotometru un nitrātu noteikšanas testa komplektu Visocolor ECO 5-41. Fosfātjonu (P-PO_4^{3-}) saturs noteikts atbilstoši LVS EN ISO 6878 standartam, izmantojot amonija molibdāta spektrofotometrisko metodi. Kopējais slāpekļa (N_{kop}) saturs noteikts, izmantojot modificētu Kjeldāla metodi. Cieto suspendēto vielu saturs noteikts atbilstoši LVS EN 872 standartam. Izšķīdušā organiskā oglekļa saturs noteikts atbilstoši LVS EN 1484:2000 standartam, metodes pamatā ir katalītiskā sadedzināšana un infrasarkanā detektēšana.

Vielu koncentrāciju atšķirību būtiskums starp paraugu ņemšanas vietām un gadiem analizēts ar Manna-Vitneja testu.

6.2.Rezultāti

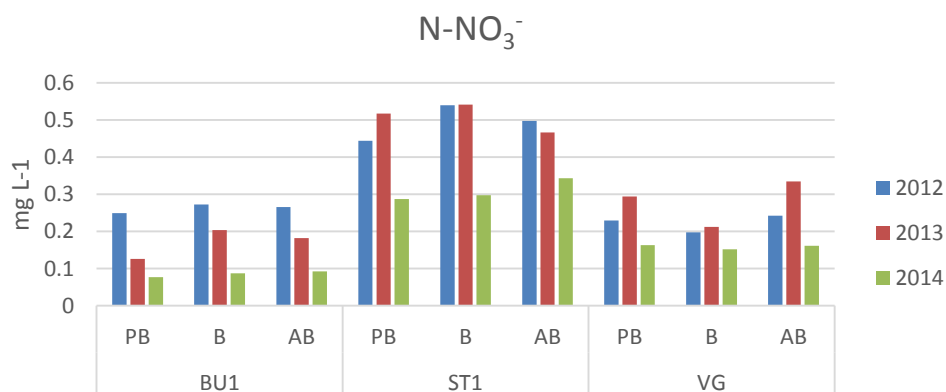
2014.gadā objektā BU1 grāvja ūdens pH vērtība visās paraugu ņemšanas vietās ir 8.1, tā nedaudz palielinājusies, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, tači izmaiņas nav būtiskas. Objektā ST1 grāvja ūdens pH vērtība 2014.gadā ir 7.9-8.0, visās paraugu ņemšanas vietās tā, salīdzinot ar 2013.gadu, nedaudz samazinājusies. Objektā VG grāvja ūdens pH vērtība 2014.gadā arī ir 7.9-8.0, tā nedaudz palielinājusies paraugu ņemšanas vietā aiz sedimentācijas dīķa (Attēls 85). Nevienā no objektiem pH vērtību izmaiņas nav būtiskas, arī atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām pirms un pēc sedimentācijas dīķa nav būtiskas.



Attēls 85. Vidējās pH vērtības izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

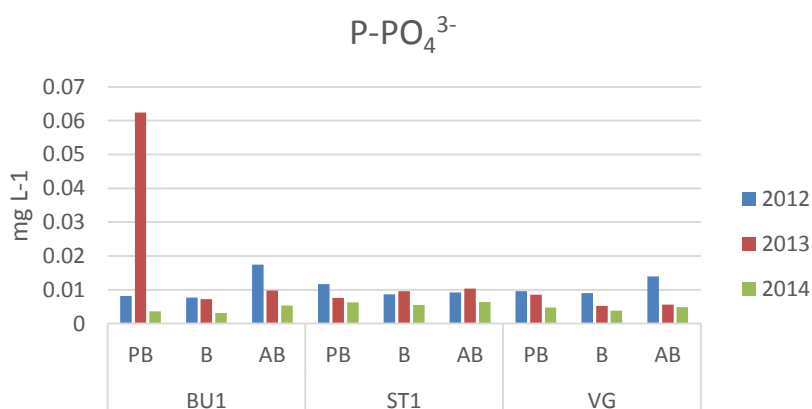
2014.gadā viszemākā nitrātjonu koncentrācija grāvja ūdenī bija objektā BU1, vidēji $0.08\text{--}0.09 \text{ mg L}^{-1}$. Objektā ST1 vidējā nitrātjonu koncentrācija bija $0.29\text{--}0.34 \text{ mg L}^{-1}$, bet objektā VG $0.15\text{--}0.16 \text{ mg L}^{-1}$.

L⁻¹. Visos pētījuma objektos nitrātjonu koncentrācija grāvja ūdenī ir samazinājusies, salīdzinot ar 2013.gadu (Attēls 86). Nevienā gadījumā atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām pirms un pēc sedimentācijas dīķa vienā objektā nebija statistiski būtiskas. Būtisks nitrātjonu koncentrācijas samazinājums konstatēts tikai objektā BU1 paraugu ņemšanas vietā pirms sedimentācijas dīķa, salīdzinot 2012.un 2013.gada vidējās vērtības (p=0.035).



Attēls 86. Vidējās nitrātjonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

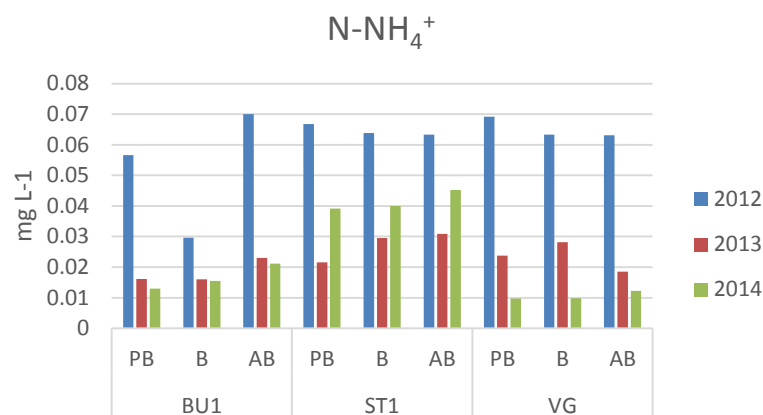
2014.gadā objektā BU1 vidējā fosfātjonu koncentrācija ir 0.003-0.005 mg L⁻¹, visaugstākā koncentrācija konstatēta paraugu ņemšanas vietā aiz sedimentācijas dīķa (Attēls 87). Visai līdzīgas fosfātjonu koncentrācijas konstatētas arī pārējos pētījuma objektos, nevienā no objektiem starp paraugu ņemšanas vietām netika konstatētas būtiskas fosfātjonu koncentrācijas atšķirības. Salīdzinot izmaiņas pa gadiem, noskaidrots, ka fosfātjonu vidējā koncentrācija būtiski samazinājusies objektā BU1 visās paraugu ņemšanas vietās no 2013.uz 2014.gadu (pirms sedimentācijas dīķa p=0.029, sedimentācijas dīķī p=0.013, aiz sedimentācijas dīķa p=0.002). Būtiska fosfātjonu koncentrācijas samazināšanās konstatēta arī objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa no 2013.uz 2014.gadu (p=0.018).



Attēls 87. Vidējās fosfātjonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

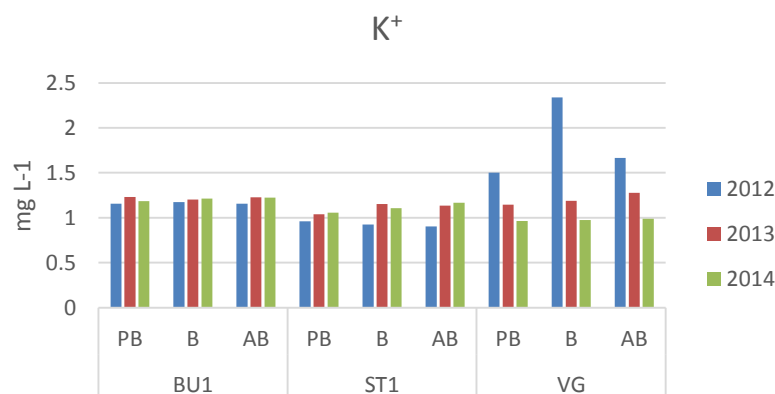
Vidējā amonija jonu koncentrācija 2014.gadā objektā BU1 bija 0.013-0.021 mg L⁻¹, objektā ST1 0.039-0.045 mg L⁻¹, bet objektā VG 0.010-0.012 mg L⁻¹, objektos BU1 un VG tā samazinājusies,

salīdzinot ar 2013.gadu, bet objektā ST1, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, vērojama amonija jonu koncentrācijas palielināšanās (Attēls 88). Būtiskas izmaiņas gan konstatētas tikai, salīdzinot 2012.un 2013.gada datus, kad visos objektos vērojama amonija jonu vidējās koncentrācijas samazināšanās (objektā BU1 pirms sedimentācijas dīķa $p=0.001$, aiz sedimentācijas dīķa $p=0.047$; objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa $p=0.000$, sedimentācijas dīķī $p=0.030$, aiz sedimentācijas dīķa $p=0.022$; objektā VG pirms sedimentācijas dīķa $p=0.004$, sedimentācijas dīķī $p=0.022$, aiz sedimentācijas dīķa $p=0.004$). Nevienā gadījumā netika konstatētas būtiskas amonija jonu koncentrācijas atšķirības starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros.



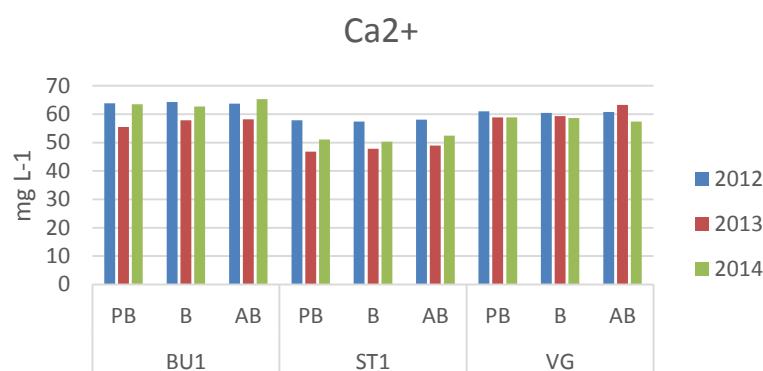
Attēls 88. Vidējās amonija jonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

Vidējā kālija jonu koncentrācija objektā BU1 2014.gadā bija 1.18-1.22 mg L⁻¹, objektā ST1 – 1.06-1.17 mg L⁻¹, bet objektā VG – 0.96-0.99 mg L⁻¹. Visos pētījuma objektos, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, kālija vidējā koncentrācija grāvja ūdenī izmainījusies samērā nelielā mērā, pamanāmākās izmaiņas (koncentrācijas samazināšanās) konstatētas objektā VG, tomēr arī tās nav būtiskas (Attēls 89). Netika novērotas arī būtiskas atšķirības starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros.



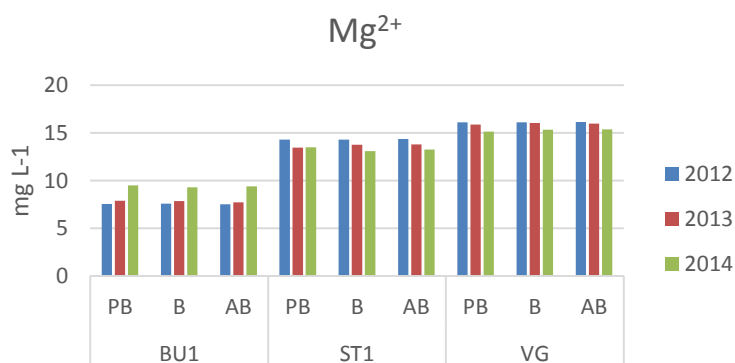
Attēls 89. Vidējās kālija jonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

2014.gadā objektā BU1 konstatētās kalcija jonu vidējās koncentrācijas grāvja ūdenī ir 62.7-65.3 mg L⁻¹, objektā ST1 51.0-52.4 mg L⁻¹, bet objektā VG 57.3-58.9 mg L⁻¹. Objektos BU1 un ST1 tās, salīdzinot ar iepriekšējo gadu, nedaudz palielinājušās, būtiskas izmaiņas konstatētas objektā BU1 pirms (p=0.044) un pēc (p=0.029) sedimentācijas dīķa (Attēls 90). Objektā VG kalcija jonu koncentrācija saglabājusies iepriekšējā gada līmenī vai nedaudz samazinājusies, tomēr šajā objektā izmaiņas nav būtiskas. Tajā pašā laikā būtisks kalcija jonu koncentrācijas samazinājums novērots objektā ST1, salīdzinot 2012.un 2013.gada vidējās vērtības (pirms sedimentācijas dīķa p=0.000, sedimentācijas dīķī p=0.013, aiz sedimentācijas dīķa p=0.018). Atšķirības starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros netika konstatētas.



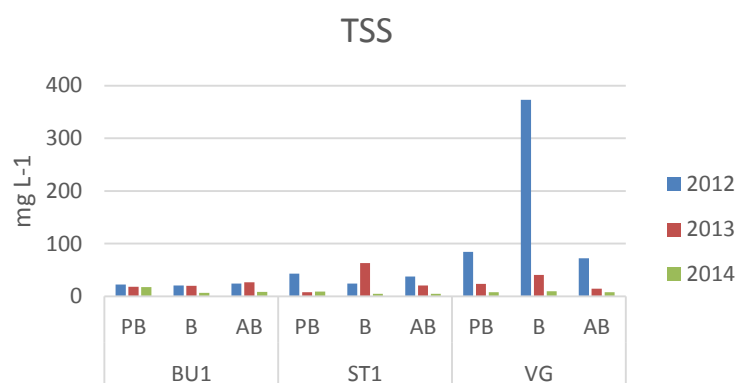
Attēls 90. Vidējās kalcija jonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

Vidējā magnija jonu koncentrācija 2014.gadā objektā BU1 bija 9.3-9.5 mg L⁻¹, objektā ST1 – 13.1-13.5 mg L⁻¹, bet objektā VG – 15.1-15.4 mg L⁻¹(Attēls 91). Objektos ST1 un VG magnija jonu koncentrācija, salīdzinot ar iepriekšējo gadu samazinājusies, bet objektā BU1 – palielinājusies, pie tam būtiski (pirms sedimentācijas dīķa p=0.012, sedimentācijas dīķī p=0.021, bet aiz sedimentācijas dīķa p=0.005).Būtiskas atšķirības starp paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros netika konstatētas.



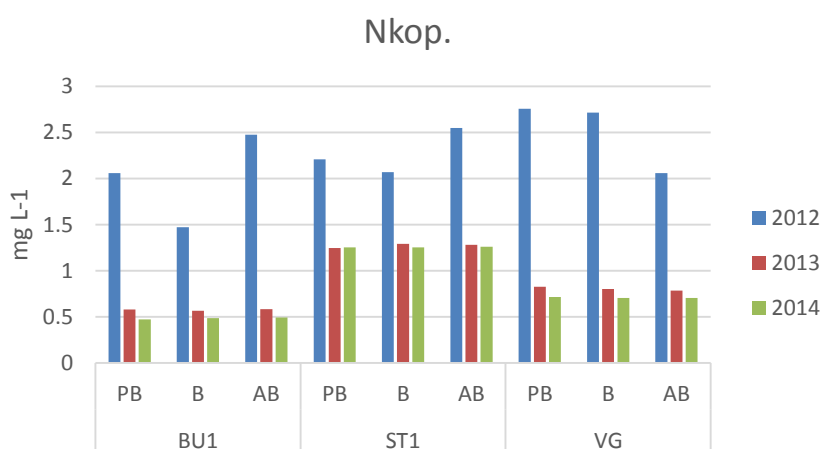
Attēls 91. Vidējās magnija jonu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

Vidējā suspendēto daļiņu koncentrācija 2014.gadā objektā BU1 bija 6.6-17.7 mg L⁻¹, objektā ST1 – 4.6-9.0 mg L⁻¹, bet objektā VG – 7.9-9.8 mg L⁻¹ (Attēls 92). Visos gadījumos suspendēto daļiņu vidējā koncentrācija 2014.gadā turpinājusi samazināties, būtisks samazinājums gan konstatēts objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa (p=0.016). Salīdzinot 2012.un 2013.gada vidējās suspendēto daļiņu koncentrācijas, būtisks samazinājums konstatēts objektā ST1 pirms un pēc sedimentācijas dīķa (p-vērtības attiecīgi 0.018 un 0.022), kā arī objektā VG sedimentācijas dīķī un pirms tā (p-vērtības attiecīgi 0.035 un 0.022). Starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros būtiskas suspendēto daļiņu koncentrācijas atšķirības netika konstatētas.



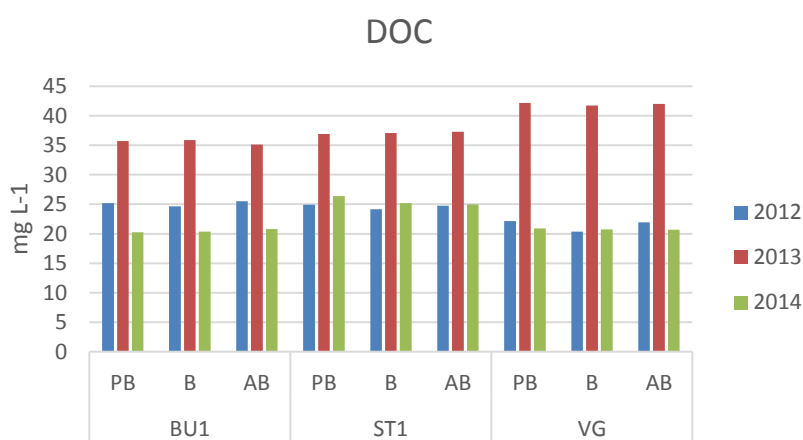
Attēls 92. Vidējās suspendēto daļiņu koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

Salīdzinot kopējā slāpekļa vidējās koncentrācijas 2012.un 2013.gadā, visos objektos konstatēts būtisks samazinājums (objektā BU1 pirms sedimentācijas dīķa p=0.035, objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa p=0.000, sedimentācijas dīķī p=0.022, aiz sedimentācijas dīķa p=0.015, objektā VG pirms sedimentācijas dīķa p=0.004, sedimentācijas dīķī p=0.000, aiz sedimentācijas dīķa p=0.006). Arī 2014.gadā kopējā slāpekļa vidējā koncentrācija visos pētījuma objektos, salīdzinot ar 2013.gadu, vēl nedaudz samazinājusies, tomēr samazinājums nav bijis būtisks (Attēls 93). Būtiskas atšķirības starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros netika konstatētas.



Attēls 93. Vidējās kopējā slāpekļa koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

2013.gadā visos pētījuma objektos bija vērojama izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācijas palielināšanās, būtiskas izmaiņas konstatētas objektā BU1 pirms sedimentācijas dīķa ($p=0.013$) un sedimentācijas dīķī ($p=0.020$), objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa ($p=0.000$), sedimentācijas dīķī ($p=0.003$) un aiz sedimentācijas dīķa ($p=0.007$), objektā VG pirms sedimentācijas dīķa ($p=0.003$), sedimentācijas dīķī ($p=0.001$) un aiz sedimentācijas dīķa ($p=0.003$) (Attēls 94). 2014.gadā visos objektos visās paraugu ņemšanas vietās izšķīdušā organiskā oglekļa vidējā koncentrācija, salīdzinot ar 2013.gadu, ir ievērojami samazinājusies: objektā BU1 pirms sedimentācijas dīķa un dīķī $p=0.000$, aiz sedimentācijas dīķa $p=0.004$; objektā ST1 pirms sedimentācijas dīķa $p=0.000$, sedimentācijas dīķī $p=0.009$, aiz sedimentācijas dīķa $p=0.014$; objektā VG visām paraugu ņemšanas vietām $p=0.000$. Būtiskas atšķirības starp atsevišķām paraugu ņemšanas vietām viena objekta ietvaros netika konstatētas.



Attēls 94. Vidējās izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācijas izmaiņas objektos pirms nosēdbedres (PB), nosēdbedrē (B) un aiz nosēdbedres (AB) 2012., 2013. un 2014.gadā

Salīdzinot biogēno elementu, kā arī TSS un DOC iznesi no pētījumā izmantotajām sateces baseinu platībām, redzams, ka objektos daļā gadījumu biogēno elementu iznese aiz nosēdbedres ir lielāka nekā pirms tās, lai gan vielu koncentrācija mg L^{-1} ne vienmēr pieaug (

Tabula 30). Tas izskaidrojams gan ar upes ūdens nonākšanu atpakaļ grāvī, gan ar to, ka grāvja lejtecē, sevišķi posmā aiz bedres, straumes ātrums bieži ir ļoti tuvs 0 m s^{-1} ; līdz ar to, aprēķinot iznesi, izmantojot mainīgos notece un vielu koncentrācija, rezultāts ir negatīvs.

Tabula 30.

Biogēno elementu izneses apjoms no pētījuma objektu sateces baseiniem

Objekts	Biogēnā elementa izneses apjoms no sateces baseiniem visā novērojumu periodā, kg ha^{-1} gadā								
	N- NO_3^-			P- PO_4^{3-}			N- NH_4^+		
	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014
ST1 PB	0.04155	0.04571	0.04000	0.00116	0.00115	0.00110	0.00698	0.00803	0.01029
ST1 AB	0.04509	0.04960	0.04433	0.00099	0.00098	0.00097	0.00704	0.00810	0.01137
Starpība	-0.00354	-0.00389	-0.00433	0.00017	0.00017	0.00013	-0.00006	-0.00007	-0.00108
VG PB	0.00716	0.00787	0.00770	0.00046	0.00046	0.00042	0.00373	0.00429	0.00402

Objekts	Biogēnā elementa izneses apjoms no sateces baseiniem visā novērojumu periodā, kg ha ⁻¹ gadā								
	N-NO ₃ ⁻			P-PO ₄ ³⁻			N-NH ₄ ⁺		
	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014
VG AB	0.01391	0.01530	0.01499	0.00066	0.00066	0.00060	0.00224	0.00257	0.00212
Starpība	-0.00675	-0.00743	-0.00728	-0.00020	-0.00020	-0.00018	0.00149	0.00172	0.00190
BU 1 PB	0.20040	0.22044	0.22179	0.01547	0.01531	0.01500	0.04504	0.05180	0.05200
BU1 AB	0.10413	0.11454	0.12551	0.00822	0.00814	0.00801	0.05021	0.05774	0.05194
Starpība	0.09627	0.10590	0.09628	0.00724	0.00717	0.00699	-0.00517	-0.00594	0.00006
Objekts	Biogēnā elementa izneses apjoms no sateces baseiniem visā novērojumu periodā, kg ha ⁻¹ gadā								
	K ²⁺			Ca ²⁺			Mg ²⁺		
	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014
ST1 PB	0.07531	0.08435	0.09135	4.58255	3.80351	3.90001	1.10450	1.29227	1.59722
ST1 AB	0.10365	0.11609	0.12896	6.40742	5.31816	5.13987	1.56411	1.83001	1.92549
Starpība	-0.02834	-0.03175	-0.03761	-1.82487	-1.51464	-1.23986	-0.45961	-0.53775	-0.32827
VG PB	0.06852	0.07674	0.08350	2.17812	1.80784	1.79945	0.57810	0.67637	0.70018
VG AB	0.11272	0.12625	0.11909	2.38883	1.98273	1.91564	0.64366	0.75308	0.71155
Starpība	-0.04421	-0.04951	-0.03559	-0.21071	-0.17489	-0.11619	-0.06556	-0.07671	-0.01137
BU 1 PB	1.48011	1.65772	1.79219	68.40619	56.77714	51.35723	7.73602	9.05114	9.12698
BU1 AB	0.69577	0.77926	1.01757	43.53312	36.13249	33.97413	5.17369	6.05322	8.94581
Starpība	0.78434	0.87846	0.77462	24.87307	20.64465	17.38310	2.56232	2.99792	0.18117
Objekts	Biogēnā elementa izneses apjoms no sateces baseiniem visā novērojumu periodā, kg ha ⁻¹ gadā								
	N _{kop.}			TSS			DOC		
	2012	2013	2014	2012	2013	2014	2012	2013	2014
ST1 PB	0.16141	0.19530	0.26581	2.11598	1.67163	1.78296	2.34435	1.92237	1.71873
ST1 AB	0.23885	0.28900	0.31892	4.50393	3.55811	3.17649	2.67127	2.19044	1.15001
Starpība	-0.07744	-0.09370	-0.05311	-2.38795	-1.88648	-1.39353	-0.32692	-0.26807	0.56872
VG PB	0.08210	0.09934	0.10192	5.04324	3.98416	3.87164	0.77942	0.63913	0.61361
VG AB	0.06918	0.08371	0.89674	8.72501	6.89276	7.19748	0.86589	0.71003	0.69001
Starpība	0.01292	0.01563	-0.79482	-3.68177	-2.90860	-3.32584	-0.08647	-0.07090	-0.07640
BU 1 PB	1.13572	1.37422	1.33762	43.77629	34.58327	35.98432	23.76831	19.49001	21.17544
BU1 AB	1.05177	1.27264	1.29002	8.71348	6.88365	5.74391	0.00006	0.00005	0.00010
Starpība	0.08395	0.10158	0.04760	35.06280	27.69961	30.24041	23.76825	19.48996	21.17534

31. tabulā salīdzinātas biogēno elementu izneses no meža meliorācijas sistēmām Latvijā un Somijā 1.-3.gadā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas. Izmantoti vidējie dati par 75 meliorācijas sistēmām Somijā un 3 meliorācijas sistēmām Latvijā, kur paraugu ievākšana turpinājusies 3 gadus pēc meliorācijas sistēmu renovācijas (Tabula 31). Latvijā visu biogēno elementu izneses, izņemot kalciju, bija mazākas nekā somu pētījumos iegūtās vidējās vērtības.

Biogēno elementu iznese no meliorācijas sistēmām 1-3 gadus pēc renovācijas - Latvijas un Somijas datu salīdzinājums (pēc Joensuu 2002)

Elements	1.gads		2.gads		3.gads	
	Somijas dati, 75 meliorācijas sistēmas	Latvijas dati, 3 meliorācijas sistēmas	Somijas dati, 75 meliorācijas sistēmas	Latvijas dati, 3 meliorācijas sistēmas	Somijas dati, 75 meliorācijas sistēmas	Latvijas dati, 3 meliorācijas sistēmas
N _{kop.}	2.00	0.45	1.80	0.55	1.90	0.84
N-NH ₄ ⁺	0.29	0.02	0.28	0.02	0.29	0.02
N-NO ₃ ⁻	0.25	0.05	0.25	0.06	0.24	0.06
DOC	65.00	1.18	62.00	0.97	65.00	0.61
Suspendētās daļiņas	268.00	7.31	89.00	5.78	75.00	5.37
K ⁺	2.90	0.30	2.40	0.34	2.40	0.42
Ca ²⁺	11.80	17.44	10.20	14.48	10.60	13.68
Mg ²⁺	5.80	2.46	4.70	2.88	4.60	3.86

Secinājumi

1. Trešajā gadā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācija turpina samazināties, samazinās arī izšķīdušā organiskā oglekļa koncentrācija, kas otrajā gadā pēc renovācijas bija palielinājusies. Atsevišķos gadījumos novērota neliela kalcija un magnija koncentrācijas palielināšanās.
2. Trešajā gadā pēc meliorācijas sistēmu renovācijas nav konstatētas būtiskas biogēno elementu un suspendēto daļiņu koncentrācijas atšķirības pirms un pēc sedimentācijas dīķa.
3. Pētījuma triju gadu rezultāti liecina, ka pašreizējā praksē meža meliorācijas sistēmu renovācijā pielietotie sedimentācijas dīķi darbojas daļēji efektīvi. Ir novērojama pozitīva ietekme saistībā ar suspendēto daļiņu koncentrācijas samazināšanu, tomēr biogēnie elementi neizgulsnējas, līdzīgs secinājums izdarīts arī Somijā. Sedimentācijas dīķu efektivitāte ļoti atšķiras atšķirīgos objektos.

Ieteikumi

1. Lielākā nozīme suspendēto daļiņu un biogēno elementu izneses samazināšanā ir ūdens plūsmas ātruma samazināšanai grāvī pirms tā ievadīšanas ūdenstecē, tādēļ preventīvajiem pasākumiem jābūt vēršot uz šo mērķi.
2. Sedimentācijas dīķus ieteicams veidot lielākus, kur iespējams, kombinējot tos ar dzīvnieku dzirdinātavām, ūdenstilpni ugunsdzēsības vajadzībām u.tml.
3. Nav ieteicams veidot sedimentācijas dīķus pārāk cieši pirms ietekas ūdenstecē, jo pastāv risks, ka palielināta ūdens daudzuma apstākļos var rasties turbulence, un tās rezultātā dīķī uzkrāties sediments var nonākt tieši ūdenstecē.

4. Ja aiz sedimentācijas dīķa grāvis ūdenstecē tiek ievadīts caur caurteku, jāseko tam, lai caurteka būtu ievetota pareizi un pietiekami dziļi, pretējā gadījumā var rasties ūdens plūsmas turbulence.
5. Sedimentācijas dīķus veidot iepriekšējā gadā pirms meliorācijas sistēmas renovācijas, lai dīķu malas paspētu nostiprināties un tiktu novērsts erozijas risks.
6. Kur tas iespējams, sedimentācijas dīķus ieteicams kombinēt ar citiem preventīvajiem pasākumiem, kas samazina ūdens plūsmas ātrumu, - netīrītām grāvja sekcijām, nelielām sedimentācijas bedrītēm.

7. Aizsargjoslu izvērtējums – ĢIS datu analīze

7.1. Principi meža zonējuma izstrādei erozijas draudu novērtējumam

Meža teritoriju zonējums no **potenciālo** erozijas draudu viedokļa ir izmantojams stratēģiskai plānošanai, un ir noderīgs riska faktoru novērtēšanai un riska teritoriju izdalīšanai, pieņemot, ka saimnieciskās darbības vai kādu nevēlamu notikumu, piem., ugunsgrēku, rezultātā pilnībā tiek iznīcināts augājs un zemsedze, tādējādi atsedzot augsnes minerālo daļu.

Izstrādājot meža zonējumu no **potenciālo** erozijas draudu viedokļa, būtu jāņem vērā šādi rādītāji:

- 1) *klimats* (nokrišņu gada daudzums, diennakts maksimālais nokrišņu daudzums, sadalījums pa sezonām, mēnešiem, lietusgāžu intensitāte, ūdens krājums sniegā, vēja režīms (ātrumu, virzienu struktūra laikā un telpā),
- 2) *reljefs* (nogāžu slīpums, garums un forma, relatīvie augstumi t.sk. vietējo erozijas bāžu dziļums),
- 3) *augšņu raksturojums* (augšņu sadalījums pa tipiem, meh. sastāvu, struktūru).

Izstrādājot **reālo** augsnes erozijas draudu zonējumu saimnieciskās darbības plānošanai, papildus iekļaujami sekojoši rādītāji:

- 1) *Augāja raksturojums objektā* (klājums, stāvokums, sugas) un saimnieciskās darbības potenciālās ietekmes novērtējums, kas izpaužas kā augsnes daļēja atsegšana, piem., sagatavojot augsni, daļēji vai pilnībā novācot augāju – kokaudzi, paaugu, zemsedzi;
- 2) *Novērtējamā objekta lielums* (forma, platība);
- 3) *Blakus esošu objektu (teritoriju) novērtējums*. Blakus esošo teritoriju relatīvais augstums, audžu struktūra, kokaudzes augstums.

Par svarīgākajiem riska faktoriem, kas var apdraudēt meža augsnes aizsargājošo funkciju izpildi, uzskatāmi:

- Kokaudzes un zemsedzes iznīcināšana vējam atklātās vietās un/vai nogāzēs;
- Augšņu sablīvēšana un struktūras iznīcināšana:
 - a) Mežizstrādes rezultātā;
 - b) Mākslīgas izcelsmes vai dabisku ugunsgrēku rezultātā;
 - c) Rekreatīvo slodžu (izmīņāšanas t. sk. arī velosipēdistu izbraukāšanas) rezultātā.

Erozijas riska novērtēšanai izmantojamas divas pieejas: aprēķināto erozijas risku raksturojot kvalitatīvi (relatīvi). Savukārt izmantojot specializētās datorprogrammas, iespējams erozijas risku kvantificēt – aprēķinot iespējamo erozijas rezultātā zaudēto augsnes apjomu kvantitatīvi, kg ha^{-1} , prognozēt tā uzkrāšanos vai iznesi no audzes. Šī uzdevuma risināšanai pārbaudīta ASV Nacionālajā augsnes erozijas centrā izstrādā datorprogramma WEPP. Tās pārbaudei ģenerēti virkne nogāžu profilu un pārbaudīts augsnes erozijas apjoms atkarībā no augsnes mehāniskā sastāva u.c. augsnes īpašībām. Zemāk dots datorprogrammas WEPP vispārējs apraksts, kā arī tās pielāgošanas Latvijas apstākļiem apraksts.

7.2. Augsnes ūdens erozijas modelēšana, izmantojot datorprogrammu WEPP, balstot to uz pielāgotiem Latvijas meteoroloģiskajiem datiem, reljefa un augsnē datiem

7.2.1. Datorprogrammas WEPP vispārējs apraksts

Datorprogramma WEPP (Water Erosion Prediction Project) izstrādāta ASV Nacionālajā augsnē erozijas pētniecības laboratorijā (The National Soil Erosion Research Laboratory) (<http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=10621>). Modelis ir balstīts uz procesu aproksimāciju (*process-oriented*), tādēļ to var ekstrapolēt arī uz citiem reģioniem. Ja „līst lietus”, virszemes noteces noteikšanai tiek izmantoti augsnē, reljefa un augāja rādītāji. Ja prognozēts, programma atbilstoši aprēķina plaknes, vadziņu, kā arī kanālu augsnē atdalīšanu un nogulsņēšanu. WEPP modelī ir sekojošas konceptuālās komponentes, kuras tiek izmantotas augsnē daļiņu atdalīšanās un nogulsņēšanās modelēšanai:

1. Klimats – (nokrišņi, temperatūra, saules radiācija, vējš);
2. Ziemas rādītāji (sasalums – atkušņi, sniega akumulācija, sniega kušana);
3. Apūdeņošana (vagu, lietēšana);
4. Hidroloģija (infiltrācija, notece);
5. Ūdens bilance (evapotranspirācija, drenēšana);
6. Augsne (augsnē tipi);
7. Augājs (lauksaimniecības kultūras, mežs, ganības);
8. Atlieku apsaimniekošana un sadalīšanās;
9. Augsnē apstrādes ietekme uz infiltrāciju un eroziju;
10. Erozijs (plaknes, vadziņu, kanālu);
11. Nogulsņēšanās (vadziņu, kanālu, ūdenskrātuvju);
12. Nogulšņu izsēšanās, daļiņu šķirošanās.

Programma darbojas divos režīmos: individuāls nogāzes profils, sateces baseins/ lauks (max 256 ha). Nogāzes profila režīmā iespējams lietotājam definēt izvērtējamo profilu un novērtēt noskalošanos un nogulšņu uzkrāšanos dažādās profila vietās. Tas ļauj modelēt arī augsnē aizsardzības pasākumus.

Sateces baseina/ lauka analīzes režīmā var modelēt papildus plaknes erozijai arī nogulšņu atdalīšanos, transportu un izgulsnēšanos kanālu sistēmā, t.i., plaknes, vadziņu un efemēro gravu veidošanos.

Šī projekta ietvaros izmantota WEPP modeļa versija WEPP model version 2012.8 (watershed hillslope model Windows interface 2012.800).

Lietotājs var definēt:

- Klimatu;
- Nogāzes profilu;
- Augsni;
- Augāju/apsaimniekošanu.

7.2.2. Ilglaicīgo meteoroloģisko datu ieguve no Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra un statistisko datu aprēķināšana izmantojot vispārpieņemtas kvantitatīvās statistiskās metodes

Klimatisko datu modelēšanā rīkā CLIGEN nepieciešami ilglaicīgie mēnešu meteoroloģisko datu statistiskie rādītāji katrai meteostacijai, ieskaitot nokrišņu vidējo, standartnovirzi un asimetrijas rādītāju; dienu ar nokrišņiem sekošanu dienai ar nokrišņiem (*wet-wet*) un dienu ar nokrišņiem sekošanu dienai bez nokrišņiem (*wet-dry*) varbūtības; vidējā maksimālā un vidējā minimālā gaisa temperatūra, saules radiācija, vēja ātrums un virziens. Izmantojot šos mēnešu statistiskos parametrus, CLIGEN ģenerē dienas meteo datus definētajam laika periodam.

Lai varētu ģenerēt klimata rādītājus, kurus izmanto datorprogramma WEPP, Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra mājas lapā iegūta informācija par sekojošiem rādītājiem:

- Gaisa temperatūra;
- Nokrišņi, starp periodiem;
- Nokrišņi pēc pluviogrāfa (atsevišķām meteostacijām);
- Relatīvais mitrums;
- Vēja virziens;
- Vēja ātrums.

No šiem rādītājiem, izmantojot datorprogrammu MS Excel, aprēķināts katra mēneša aritmētiskais vidējais Tmax, Tmin, mēneša nokrišņu daudzuma aritmētiskais vidējais, standartnovirze un asimetrijas rādītājs; Rādītāji izveidoti 20 meteostacijām, balstoties uz 20-40 gadu ikdienas meteodatiem, atkarībā no brīvi pieejamo datu apjoma. Papildus nepieciešamais rādītājs saules radiācija – aprēķināts atbilstoši <http://power.larc.nasa.gov/cgi-bin/cgiwrap/solar/grid.cgi?email=susbuild@larc.nasa.gov> mājas lapā dotajiem rādītājiem.

Pašlaik vienādas visām meteostacijām pieņemtas vidējā maksimālā 30 minūšu šķidro nokrišņu intensitātes vērtības un laiks, kurā pēc lietus sākšanās lietus intensitāte sasniedz maksimumu.

Dati sagatavoti CLIGEN formātā.

7.3. Erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšana un ArcGIS rīka apraksts

7.3.1. Erozijas draudu novērtēšanas metodikas precizēšana

Praktiskai augsnes erozijas novērtēšanai pirms mežsaimnieciskās darbības LVM darbinieki erozijas risku var novērtēt, izmantojot izstrādāto shēmu, pēc kuras nosaka erozijas draudu klasi.

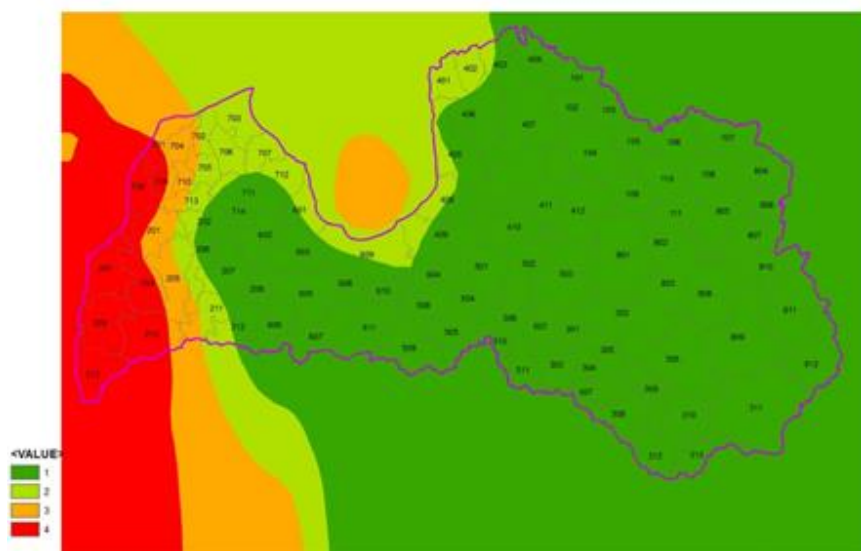
Vēja erozija

Tabula 32.

Faktoru vērtības vēja erozijas draudu potenciāla noteikšanai

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
1. Klimats, reģionālais vēja attēls* (punkti)	Zems 2	Vidējs 4	Augsts 6	Ļoti augsts 8
2. Reljefa elements (punkti)	Ieplaka 1	Paliene, leleja 2	Līdzenums 3	Paugurs, Valnis 4
3. Ekspozīcija (punkti)	Līdzens, A, ZA 1	DA 2	ZR, D, Z 3	Virsošne, R, DR 4
4. Izvietojums nogāzē (punkti)	Pamatne 1	Lejas daļa 2	Vidējā daļa 3	Augstākā daļa 4
5. Augsnes augšējā slāņa granulometriskais sastāvs** (0-15cm) (punkti)	Puteklains smilšmāls, Smilšmāls, Māls Kūdra 1	Mālsmilts, Puteklaina mālsmilts 2	Saistīga smilts, Lesveida smilts 4	Irdena smilts, Nosusināta kūdra 6
Augsnes erozijas riska novērtējums (punkti kopā)	Zems <10	Vidējs 10-15	Augsts 16-21	Ļoti augsts >21

1. Reģionālais vēja attēls



Attēls 95. Latvijas teritorijas iedalījums vēja faktoru grupās

5. Augsnes granulometriskā sastāva novērtēšana ar aptuvenām metodēm (Kārklīņš, 2008)

Augsnes granulometrisko sastāvu nosaka, augsni taustot ar pirkstiem. Augsnei jābūt mitrai, un skeleta elementi >2mm jāatdala.

Māla daļiņas. Notriepj pirkstus, ir lipīgas, var izveidot dažādas figūras, labs plastiskums, un, saspiežot pirkstos, piciņai veidojas spoža virsma.

Putekļu daļiņas. Notriepj pirkstus, nav lipīgas, maza iespēja izveidot dažādas figūras, pēc saspiešanas pirkstos veidojas rupja un saplaisājusi virsma, jūtam miltaina konsistence.

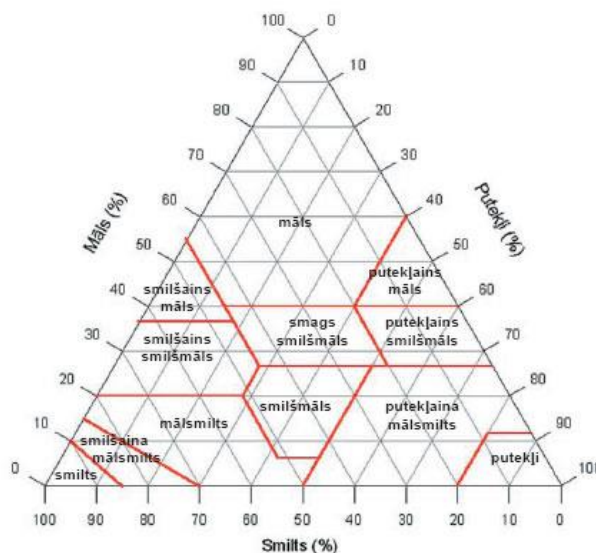
Smilts daļiņas. Nevar izveido noteiktas figūras, netriepj pirkstus un jūtama graudaina konsistence. Augsnes granulometrisko sastāvu nosaka atbilstoši 33.tabulai (Tabula 33)

Tabula 33.

Augsnes granulometriskā sastāva noteikšana lauka apstākļos

	Apraksts	Gran. sastāvs	Māls, %
1	Nevar izveidot stienīti 7 mm diametrā		
1.1.	Nenotriepj pirkstus, nav miltains, smalkās daļiņas pirkstos neplūst: - ja graudiņu lielums dažāds – nešķirota smilts - ja dominē rupji graudiņi (> 0.6 mm) – rupja smilts - ja dominē vidēji rupji graudiņi (0.2-0.6 mm) – vidēja smilts - ja dominē smalkas daļiņas (<0.2 mm), taču joprojām graudains – smalka smilts - ja dominē ļoti smalkas daļiņas (<0.12 mm), tendence miltainumam – ļoti smalka smilts .	S US CS MS FS VFS	< 5 < 5 < 5 < 5 < 5
1.2.	Nav miltains, graudains, sīkās daļiņas izrāda vāju plūšanas spēju starp pirkstiem, maza iespēja izveidot noteiktu formu, viegli pielīp pie pirkstiem – mālsmilts .	LS	< 12
1.3.	Līdzīgi kā 1.2., taču vidēji miltains – smaga mālsmilts (ar zemu māla saturu).	SL	< 10
2	Iespējams izveidot stienīti 3-7 mm diametrā, taču tas lūzt, ja izveido gredzenu 2-3 cm diametrā. Materiāls ir vidēji saistīgs, pielīp pie pirkstiem.		
2.1.	Ļoti miltains, taču nav saistīgs: - var sajūst atsevišķus graudiņus – putekļains smilšmāls (ar zemu māla saturu) - graudiņi nav jūtami – putekļi .	SiL Si	< 10 < 12

	Apraksts	Gran. sastāvs	Māls, %
2.2.	Vidēji saistīgs, pielīp pie pirkstiem, saspiežot starp pirkstiem, veido rupju un plaisainu virsmu un: - ļoti graudains un nav lipīgs – smaga mālsmilts (ar augstu māla saturu) - vidēji daudz smilšu graudiņu – smilšmāls - nav graudains, taču izteikti miltains un nedaudz lipīgs – putekļains smilšmāls (<i>bagāts ar mālu</i>).	SL L SiL	10-25 8-27 10-27
2.3.	Saspiežot starp pirkstiem, veido rupju un vidēji spožu virsmu, ir lipīgs un graudains līdz ļoti graudains – smags smilšmāls .	SCL	20-35
3	Iespējams izveidot stienīti, kas tievāks par 3 mm diametrā, un izveidot gredzenu aptuveni 2-3 cm diametrā. Materiāls ir saistīgs, pielīp pie pirkstiem, šņirkst starp zobiem. Saspiežot starp pirkstiem, veido vidēji spožu virsmu.		
3.1.	Ļoti graudains – vidējs māls .	SC	35 – 55
3.2.	Graudiņus var saredzēt un sataustīt, šņirkst starp zobiem: - vidēji plastisks, vidēji spoža virsma – viegls māls - ļoti plastisks, spoža virsma – smags māls .	CL C	25 – 40 40 – 60
3.3.	Graudiņus nevar ne saskatīt, ne sataustīt, starp zobiem nešņirkst: - vāji plastisks – viegls putekļu māls - ļoti plastisks, vidēji spoža virsma – smags putekļu māls - ļoti plastisks, spoža virsma – ļoti smags māls .	SiCL SiC HC	25 – 40 40 – 60 > 60



Attēls 96. Māla, smilšu un putekļu frakciju īpatsvars dažādās augsnēs

Reālās augsnes erozijas iespējamības novērtējumam papildus iekļaujami rādītāji:

- Saglabājamā augāja segums. Ja saglabāts augājs pilnībā – vēja erozija vērtējama kā zema, neatkarīgi no erozijas potenciāla. Ja augājs iznīcināts pilnībā, tad vēja erozijas draudi ir atbilstoši potenciālajam.
- Ja atklātās vietas (izcirtuma platums, nocērtamā nogabala platums) izteikts meža sienas augstumos H,m) ir mazāks par 3H, tad reālās vēja erozijas draudi uzskatāmi par zemiem, lielāks, par 5H, tad atbilstoši riska novērtējuma tabulai.

Ūdens erozija

Tabula 34.

Faktoru vērtības ūdens erozijas (virszemes plūsmu) draudu potenciāla noteikšanai

Vietas faktori	Faktora līdzdalības pakāpe			
	Zems	Vidējs	Augsts	Ļoti augsts
Klimats, nokrišņu faktors (punkti)	zems 2	Vidējs 4	augsts 6	Ļoti augsts 8
Topogrāfija - nogāzes gradients (%) (punkti)	0-10 1	11-20 3	21-50 6	>50 9
garums/ vienveidība* (punkti)	Īss, kompleks 1	Īss, vienveidīgs 2	Garš, kompleks 3	Garš vienveidīgs 4
Augsnes augšējā slāņa ūdens uztveršanas spēja*** (0-15cm) (punkti)	Vidējs māls. Smags māls. Smags putekļumāls 1	Viegls putekļu māls. Viegls māls. Smaga rupja mālsmits 2	Smaga mālsmits, Smilšmāls 4	Putekļi, Putekļains smilšmāls, Smaga smalka mālsmits, Mālsmits Smilts 8
Augsnes erozijas riska novērtējums ^b (punkti kopā)	<12	12-16	16-22	>22

a Ja divas dažādas tekstūras, vai rupjo fragmentu īpatsvars sastopams dažādos dziļumos, pieņem to, kas dod vairāk punktu.

b Augsts augsnes erozijas draudu līmenis var būt arī lēzenās, bet garās un vienvēdīgās nogāzes nelabvēlīgu apstākļu sakrītības gadījumā.

*Īsa nogāze - vienvēdīga nogāze īsāka par 150m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta). Gara nogāze - vienvēdīga nogāze garāka par 150 m (Attālums starp augstāko un zemāko punktu, kurā ūdens plūsma netiek traucēta). Abās modeļteritorijās nogāzes noteiktas kā īsas.

***Augsnes ūdens uztveršanas spēja, ūdenscaurlaidība pēc starptautiskās augšņu klasifikācijas (Kārklīņš, 1995).

Nokrišņu faktors visa Latvijā pieņemams par atbilstošu lielumam 4.

Reālos ūdens erozijas draudus ietekmē augāja saglabāšana vai esamība. Ja saglabāts augājs pilnībā, tad erozijas draudi uzskatāmi par zemiem.

Vietās, kurās erozijas draudi vērtēti kā augsti, pirms saimnieciskās darbības veikšanas veicama detāla augsnes erozijas draudu novērtējums, izmantojot datorprogrammu WEPP. Būtiski norādīt, ka eroziju var izraisīt atsevišķas spēcīgas lietusskāzes, kuru varbūtība kopumā vērtējama kā zema (piem., reizi 50 gados). Programmu var izmantot, arī modelējot vienu atsevišķu notikumu (lietusgāzi). Atbilstoši mūsu pētījumiem, nogāzēs augsnes granulometriskais sastāvs mainās ļoti strauji, tādēļ modelējot rekomendējams ievērot piesardzības principu un pieņemt, ka visā nogāzes profilā ir augsne ar augstāko erozivitātes pakāpi, kāda konstatēta apsekojuma laikā.

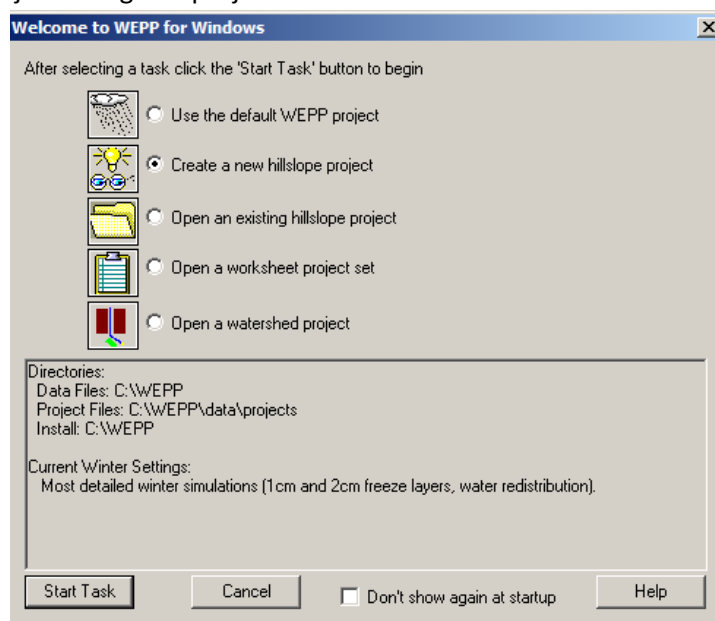
Praktiskai izmantošanai audzes līmenī var izmantot arī ArcGIS rīkus, piem., Spatial analyst, 3D analyst.

Būtiski norādīt, ka reljefs, kāds tas atspoguļots topogrāfiskajās kartēs, vietām ievērojami atšķiras no situācijas dabā, tādēļ nepieciešams reljefu novērtēt uz vietas dabā. Plānotā uz LiDAR datiem balstītā Latvijas reljefa kartes izveide 2014.-2017.gadā nākotnē varētu uzlabot topogrāfisko karšu reljefa precizitāti.

7.3.2. Ūdens erozijas novērtēšanas rīka WEPP vadlīnijas

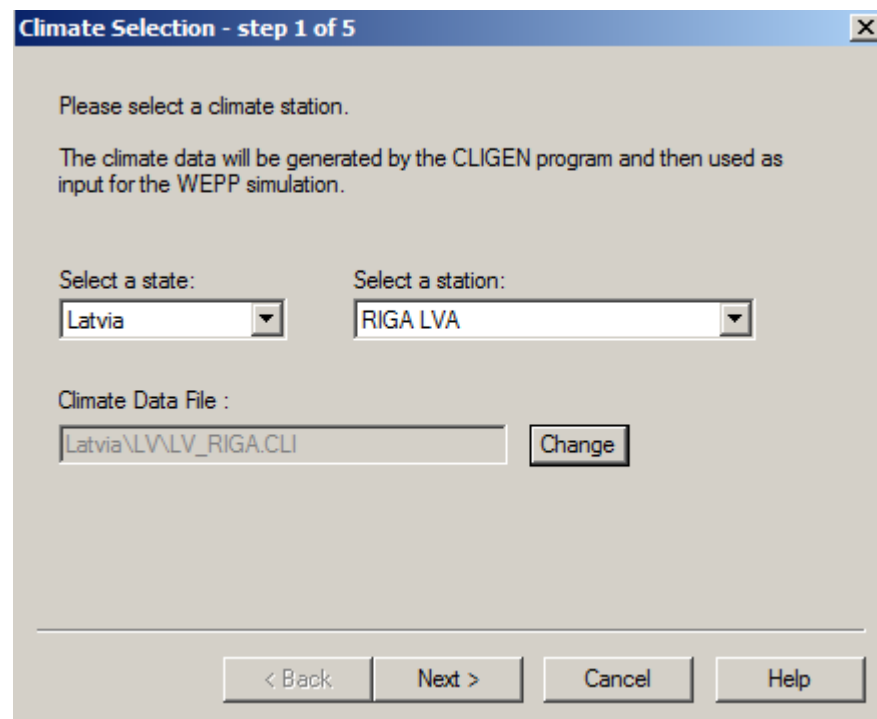
Uzsākot darbu tiek piedāvāts izvēlēties izmantot noklusēto projektu, radīt jaunu projektu, atvērt esošu nogāzes projektu, atvērt izklājlapas projektu kopu vai atvērt sateces baseina projektu.

Izvēlas radīt jaunu nogāzes projektu:



WEPP simulācija kalna nogāzes režīms (vednis)

1. Meteostacijas izvēle:



Climate Selection - step 1 of 5

Please select a climate station.

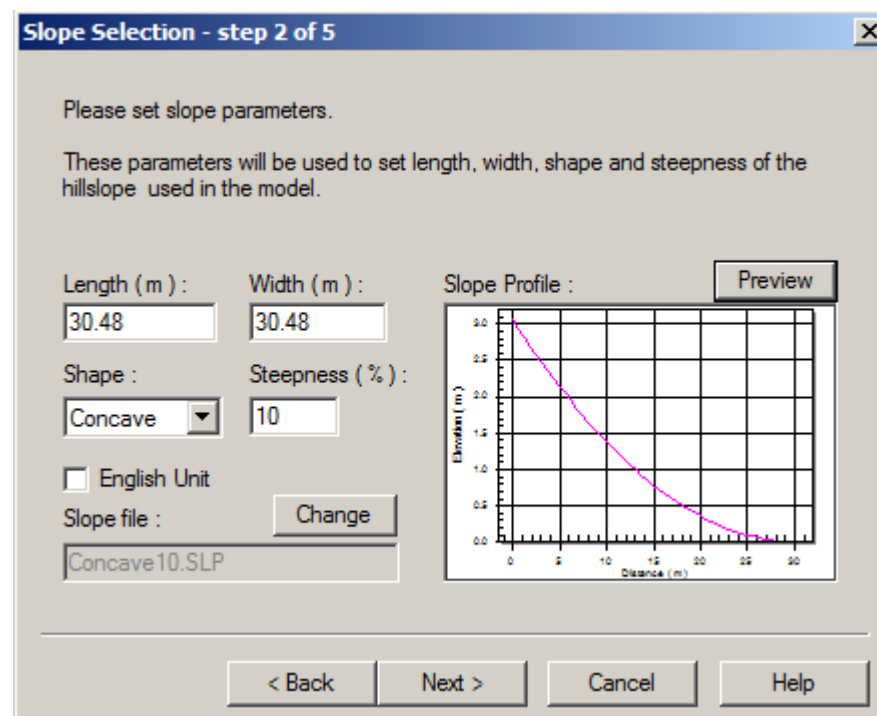
The climate data will be generated by the CLIGEN program and then used as input for the WEPP simulation.

Select a state: Select a station:

Climate Data File :

2. Nogāzes profila izveide

Nogāzes profilu izveido, balstoties uz lauku mērījumu/ novērojumu datiem vai, izmantojot informāciju, kas veidota no DEM datiem:



Slope Selection - step 2 of 5

Please set slope parameters.

These parameters will be used to set length, width, shape and steepness of the hillslope used in the model.

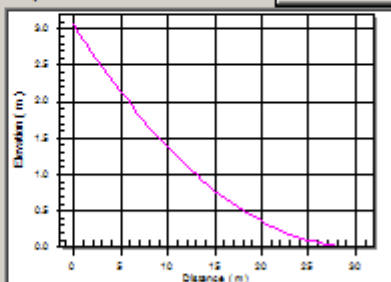
Length (m) : Width (m) :

Shape : Steepness (%) :

☐ English Unit

Slope file :

Slope Profile :



Izveido atbilstošo nogāzes parametru aprakstu, norādot nogāzes garumu, platumu un slīpumu (%):

Slope Selection - step 2 of 5

Please set slope parameters.

These parameters will be used to set length, width, shape and steepness of the hillslope used in the model.

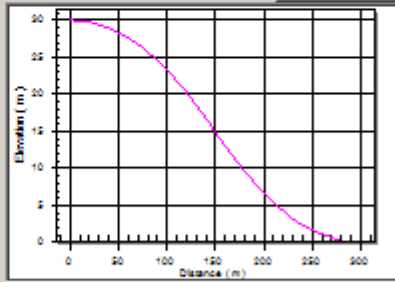
Length (m) : Width (m) :

Shape : Steepness (%) : (<200)

☐ English Unit

Slope file :

Slope Profile :



< Back Next > Cancel Help

Izvēlas apsaimniekošanas variantu:

Management Selection - step 3 of 5

Please select a management type.

The management type selected represents the management characteristics of the hillslope in the model.

Management Selection :

Forest\Disturbed WEPP
Management\30% Cover after fire
30% Cover after Fire

< Back Next > Cancel Help

Izvēlas augsnes veidu (Tabula 35):

Soil Selection - step 4 of 5

Please select a soil type.

The soil type selected contains the soil parameters used in the WEPP simulation.

Soil Selection :

Forest clay loam

Forest\Disturbed WEPP Soils\Forest clay loam

Forest clay loam (clay loam)

Comment:
Any comments:

< Back Next > Cancel Help

Tabula 35.

Augsnes veidi un nosaukumi programmā

Variants	Augsnes veids	Augsnes nosaukums WEPP
1	Viegls māls mežā (CL_F)	Forest clay loam
2	Smilšmāls mežā (L_F)	Forest loam
3	Smaga mālsmilts mežā (SL_F)	Forest sandy loam
4	Putekļains smilšmāls mežā (SiL_F)	Forest silt loam
5	Smaga mālsmilts pievešanas ceļā (SL_S)	Skid sandy loam
6	Viegls māls pievešanas ceļā (CL_S)	Skid clay loam
7	Smilšmāls pievešanas ceļā (L_S)	skid loam
8	Putekļains smilšmāls pievešanas ceļā (SiL_S)	skid silt loam

Izveido darba failu, kurā tiek saglabāti analīzes rezultāti:

Project Options - step 5 of 5

Summary

Climate : RIGA LVA
Latvia\LV\LV_RIGA.CLI

Slope : Length 300.0m, Width 100.0m, Shape S-Shaped(10.00%)
S-Shaped10.SLP

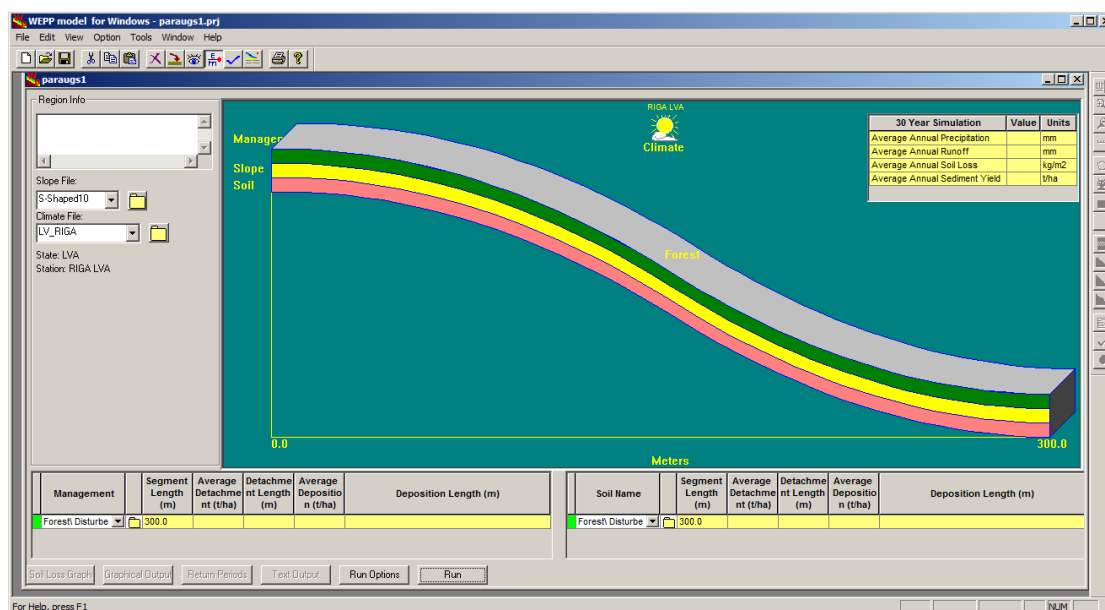
Management : Forest\Disturbed WEPP Management\Forest

Soil : Forest\Disturbed WEPP Soils\Forest clay loam

Please specify the number of years to simulate and a name for the project file. The simulation years input number will be used both for generating climate data and running the WEPP model.

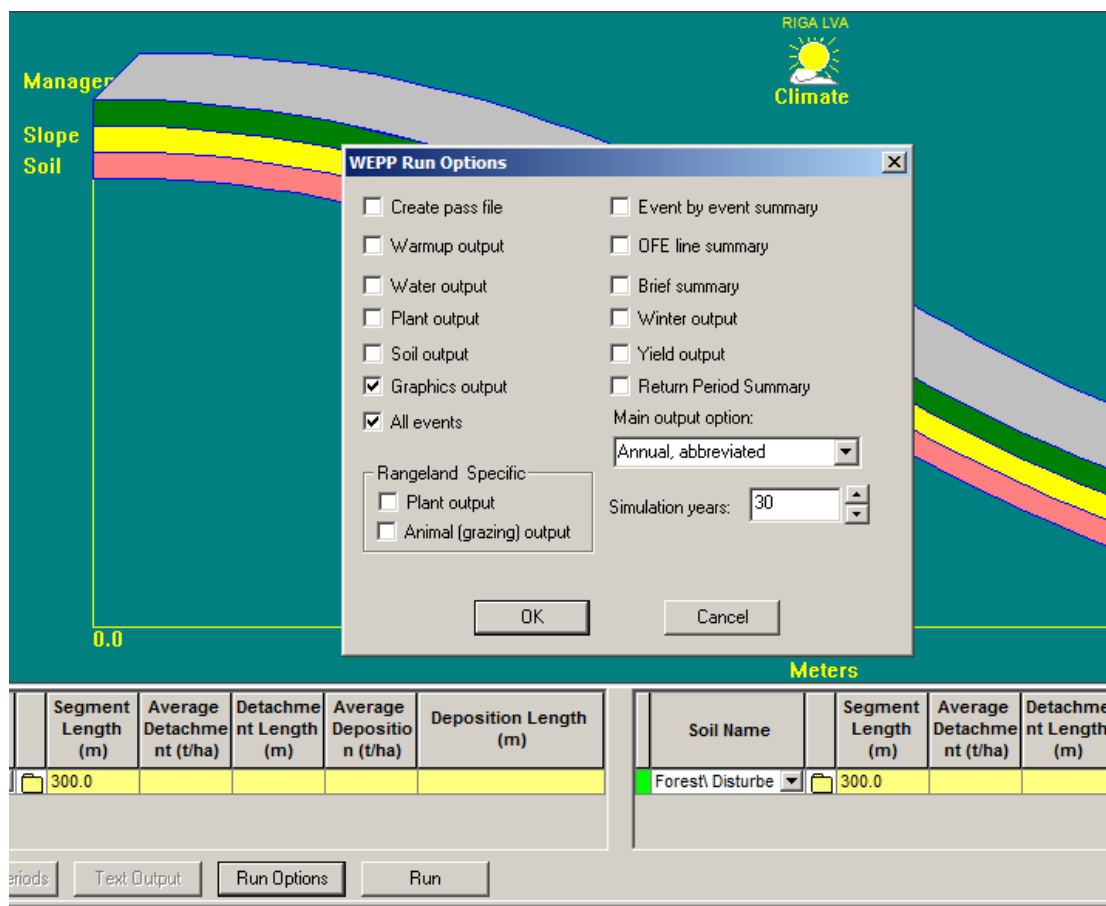
Simulation Years :

Project File



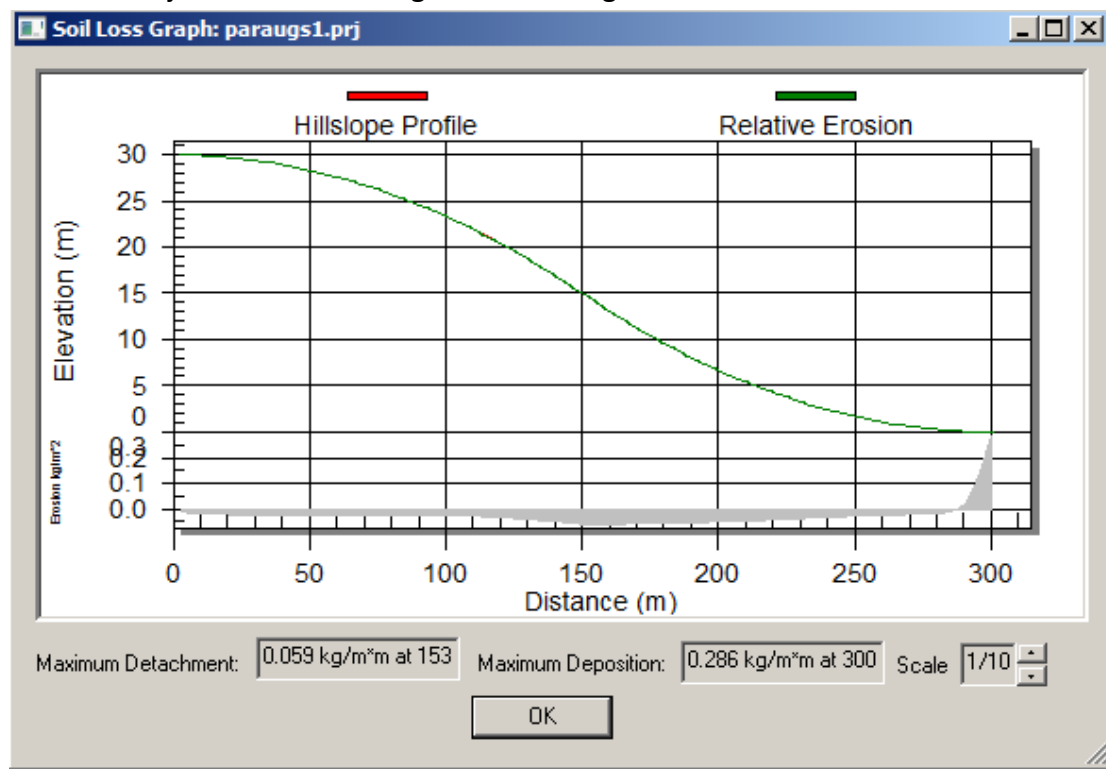
Šajā solī ar dubultklikšķi uzklikšķinot uz profila iespējams veikt modifikācijas zemes klājumā, nogāzes profilā un augsnes parametros.

Izvēlas analīzes opcijas:

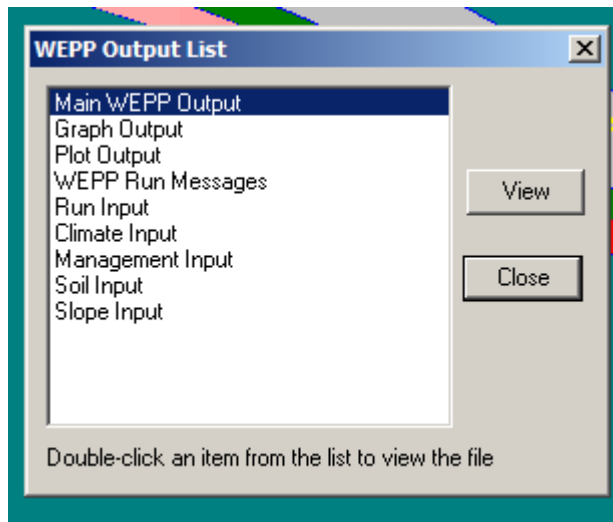


Veic simulāciju, nospiežot pogu „Run”.

Pēc simulācijas var novērtēt augsnes zuduma grafiku:



Var apskatīt teksta rezultātus (text output):



Pamata WEPP rezultāts:

```
loss_1.txt - Notepad
File Edit Format View Help
Annual; abbreviated (Metric Units)

-----
USDA WATER EROSION PREDICTION PROJECT
-----
HILLSLOPE PROFILE AND WATERSHED MODEL
VERSION 2012.800
August 30, 2012

TO REPORT PROBLEMS OR TO BE PUT ON THE MAILING
LIST FOR FUTURE WEPP MODEL RELEASES, PLEASE CONTACT:

WEPP TECHNICAL SUPPORT
USDA-AGRICULTURAL RESEARCH SERVICE
NATIONAL SOIL EROSION RESEARCH LABORATORY
275 SOUTH RUSSELL STREET
WEST LAFAYETTE, IN 47907-2077 USA

PHONE: (765) 494-8673
FAX: (765) 494-5948
email: wepp@ecn.purdue.edu
URL: http://topsoil.nserl.purdue.edu

HILLSLOPE INPUT DATA FILES - VERSION 2012.800
August 30, 2012

MANAGEMENT: p1.man
MAN. PRACTICE: description 1
               description 2
               description 3
SLOPE: p1.slp
CLIMATE: p1.cli
Station: RIGA LVA
SOIL: p1.sol
PLANE 1 Forest clay loam clay loam

CLIGEN VERSION 4.30

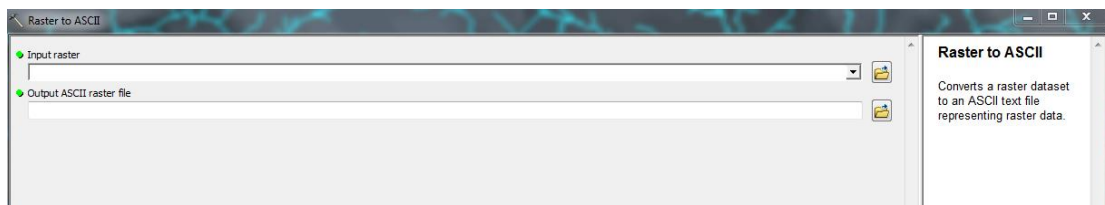
ANNUAL AVERAGE SUMMARIES
-----
I. RAINFALL AND RUNOFF SUMMARY
-----
```

WEPP attēlu (plot output) dati:

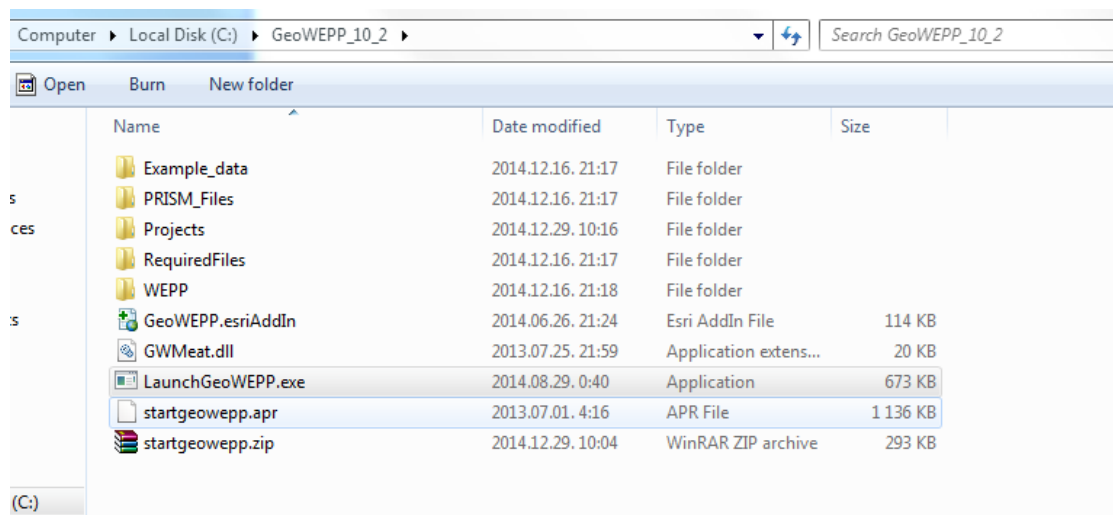
Dist. (meters)	Downslope Elevation (meters)	Soil Loss (kg/m ²)
3.000	29.994	0.009
6.000	29.976	0.017
9.000	29.946	0.020
12.000	29.904	0.020
15.000	29.850	0.020
18.000	29.784	0.020
21.000	29.706	0.021
24.000	29.616	0.021
27.000	29.514	0.021
30.000	29.400	0.021
33.000	29.274	0.021
36.000	29.136	0.021
39.000	28.986	0.021
42.000	28.824	0.021
45.000	28.650	0.021
48.000	28.464	0.021
51.000	28.266	0.021
54.000	28.056	0.021
57.000	27.834	0.021
60.000	27.600	0.021
63.000	27.354	0.021
66.000	27.096	0.021
69.000	26.826	0.021
72.000	26.544	0.021
75.000	26.250	0.021
78.000	25.944	0.021
81.000	25.626	0.021
84.000	25.296	0.021
87.000	24.954	0.021
90.000	24.600	0.021
93.000	24.234	0.022
96.000	23.856	0.022
99.000	23.466	0.023
102.000	23.064	0.023
105.000	22.650	0.025
108.000	22.224	0.026
111.000	21.786	0.027
114.000	21.336	0.029
117.000	20.874	0.031
120.000	20.400	0.032
123.000	19.914	0.034
126.000	19.416	0.036
129.000	18.906	0.039

7.3.3. Ūdens erozijas novērtēšanas rīka GeoWEPP vadlīnijas

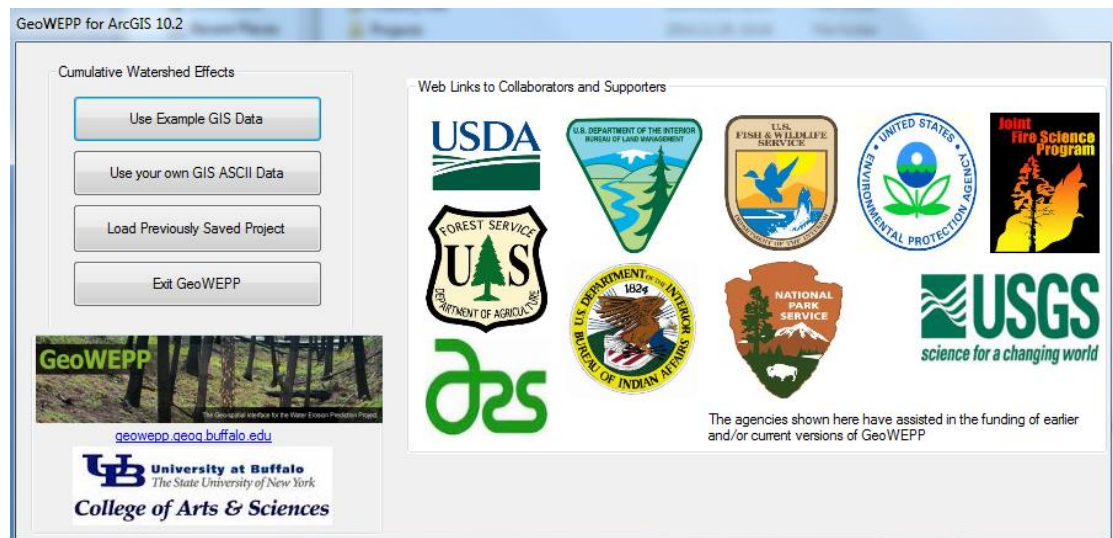
Darbu sāk ar nepieciešamo reljefa datu sagatavošanu. Labākais variants ir iepriekš izmantot ArcGIS rīku Raster to ASCII.



Pēc reljefa datu sagatavošanas startē LaunchGeoWEPP.exe, kas veiks sākotnējo sagatavoto reljefa datu apstrādi, kas nepieciešama tālākai analīzei.



Izvēlas Use your own GIS ASCII Data.



Nosauč apstrādājamo projektu, kā arī izvēlas analizējamo reljefa slāni (Add a DEM in ASCII format, spiež Start Processing.

Start new GeoWEPP Project

This form allows for you to begin a new GeoWEPP project. The only required input in a digital elevation model in ASCII format. If you have a soil map and land cover map of the area of interest you may upload those file as well. Click on the text fields below to select files for processing.

Required Inputs

Provide a project name. No spaces! (required):

Add a DEM file in ASCII format (required):

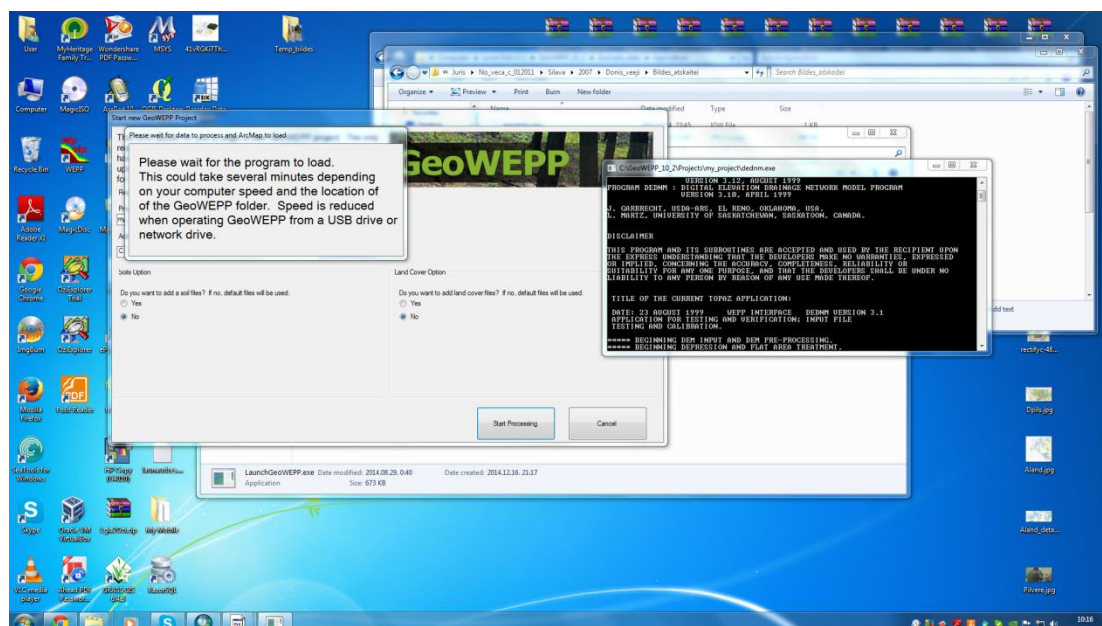
Soils Option

Do you want to add a soil files? If no, default files will be used.
☐ Yes
☒ No

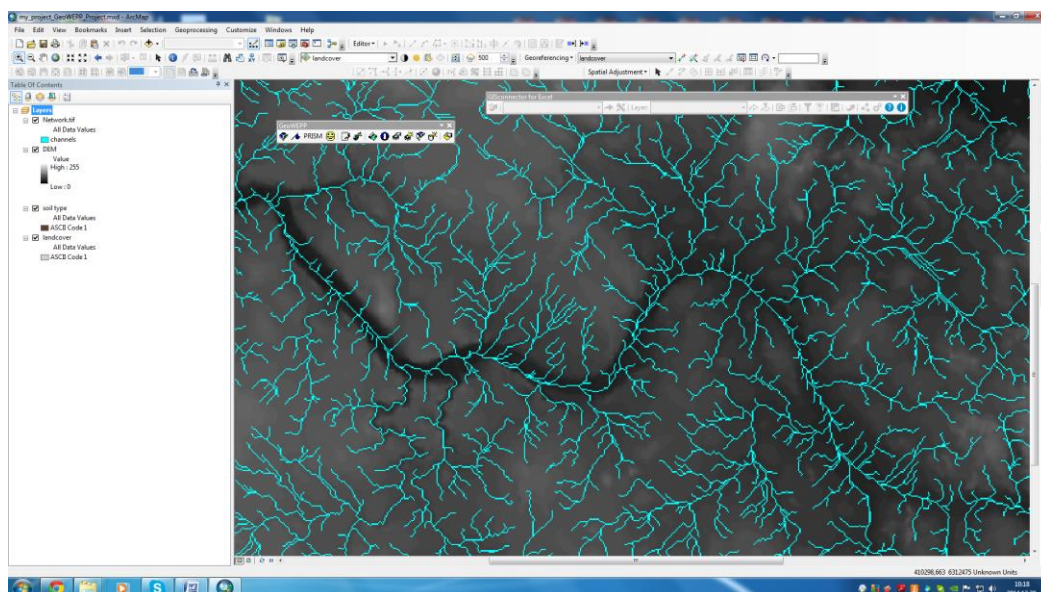
Land Cover Option

Do you want to add land cover files? If no, default files will be used.
☐ Yes
☒ No

WEPP programma veic sākotnējo datu sagatavošanu, pēc kuras automātiski tiek startēta ArcGIS programma.

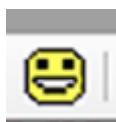
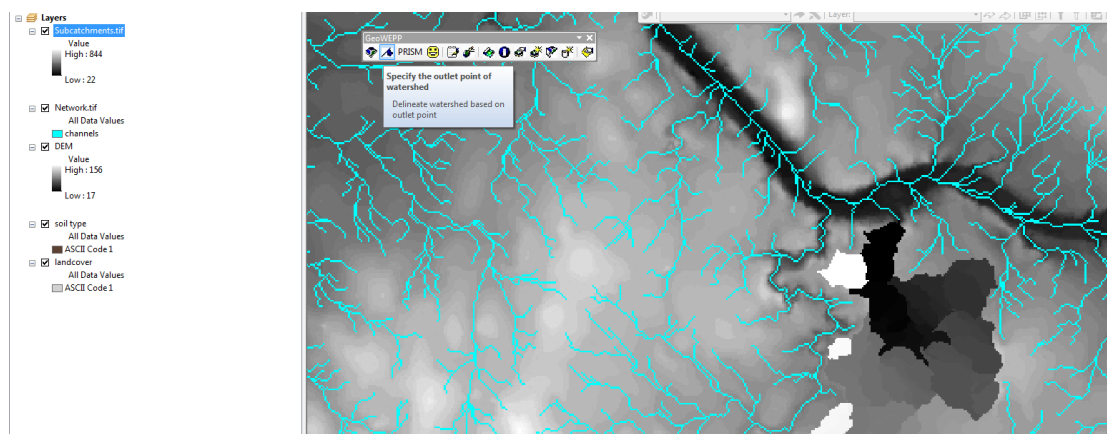


WEPP veicis sākotnējo noteces kanālu analīzi un izvilkšanu (piemērs – Abavas upes lejtece):

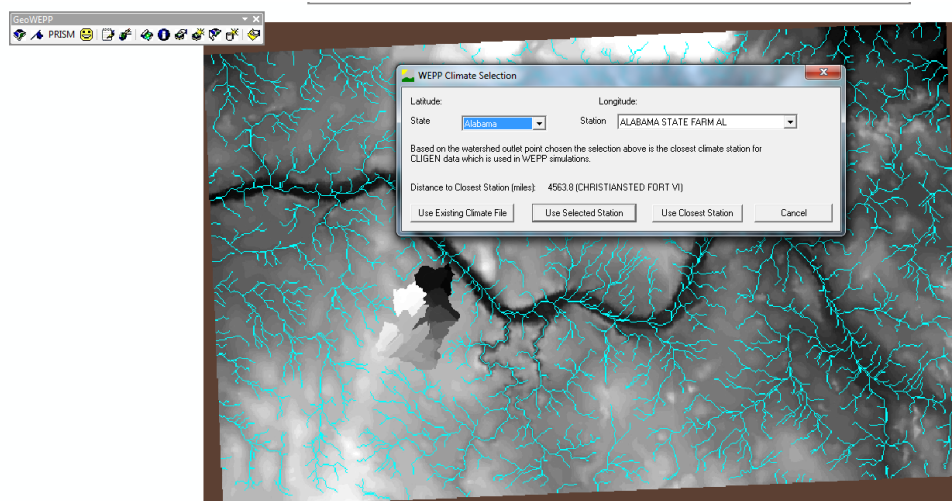


Veicot datu analīzi, jāņem vērā, kādi ir datora reģionālie iestatījumi. Programma var neanalizēt datus, ja ASCII pieraksts un decimālais iedalītājs atšķiras. Vēlams kā decimālo iedalītāju izmantot punktu.

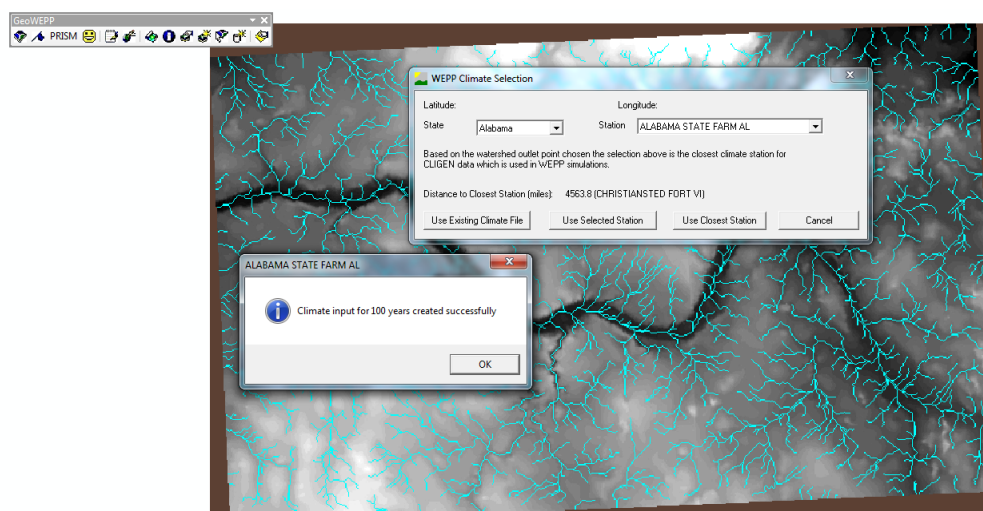
Tālāk veic baseinu un apakšbaseinu izvilkšanu, norādot izteces punktu. Šajā prcesā tiks prasīts norādīt UTM zonu rakstam, lai varētu izvēlēties meteo staciju, kuras datus izmantot. Latvijā tās ir 34 vai 35.



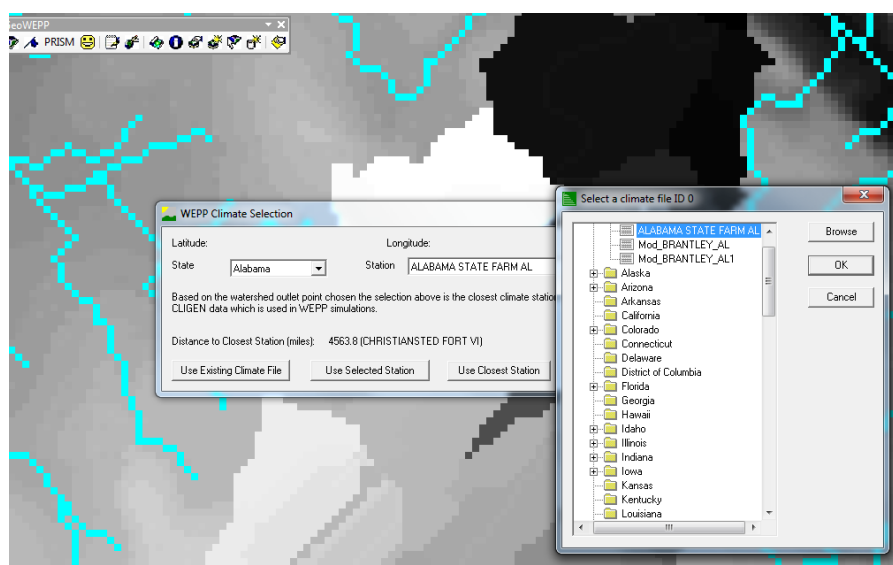
Palaižot erozijas aprēķinu , iespējams izvēlēties tuvāko meteo staciju (tiek aprēķināta ģeogrāfiskajās koordinātēs) vai norādīt, kādu konkrēti meteo staciju izvēlēties.

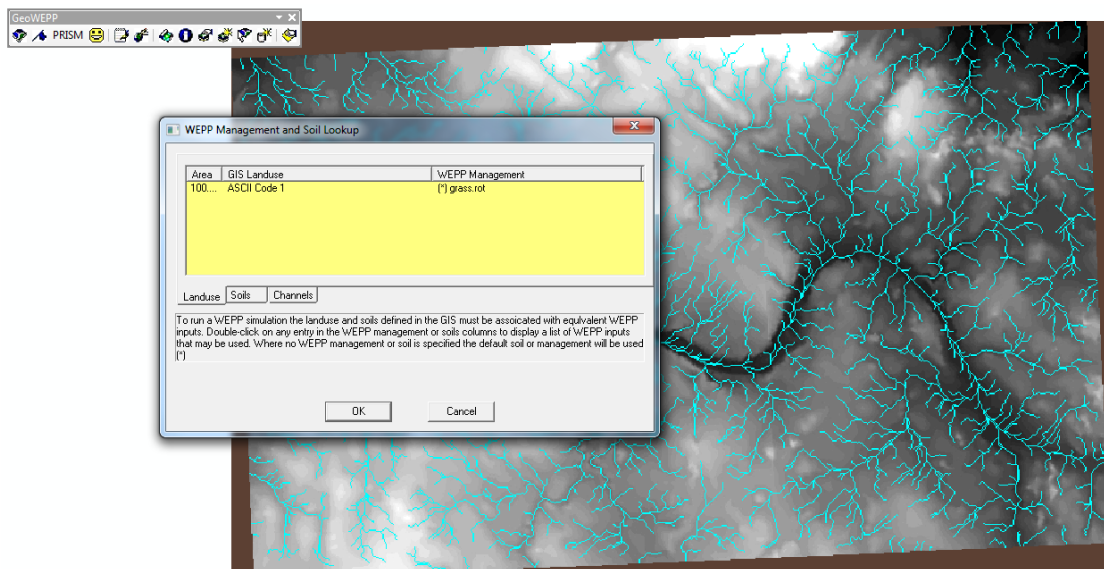


Tiek aprēķinātas klimata prognozes tuvākajiem 100 gadiem.



Iespējams arī izvēlēties jau gatavu klimata failu.

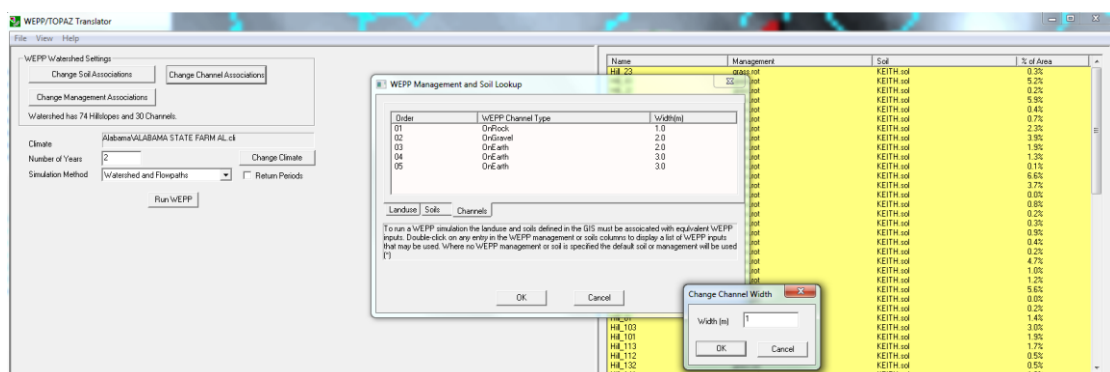


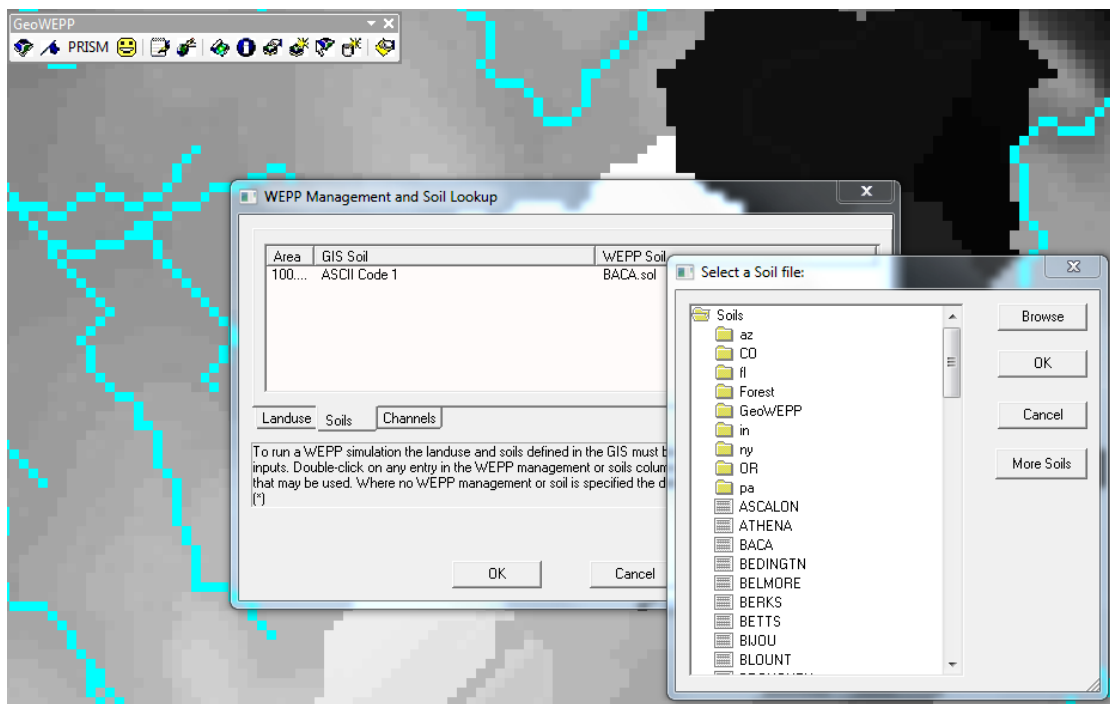


Norādīts modelētais nogāžu, kanālu skaits.

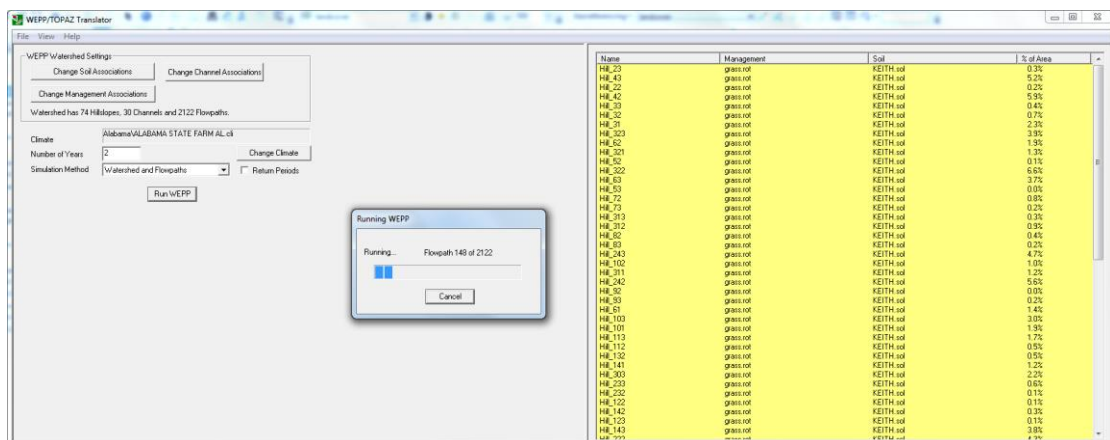
Name	Management	Soil	% of Area
HA_23	grass.rot	KEITH.soi	0.3%
HA_43	grass.rot	KEITH.soi	5.2%
HA_22	grass.rot	KEITH.soi	0.2%
HA_42	grass.rot	KEITH.soi	5.9%
HA_33	grass.rot	KEITH.soi	0.4%
HA_32	grass.rot	KEITH.soi	0.7%
HA_31	grass.rot	KEITH.soi	2.3%
HA_323	grass.rot	KEITH.soi	1.9%
HA_52	grass.rot	KEITH.soi	1.9%
HA_201	grass.rot	KEITH.soi	1.3%
HA_52	grass.rot	KEITH.soi	0.1%
HA_222	grass.rot	KEITH.soi	6.6%
HA_53	grass.rot	KEITH.soi	3.7%
HA_53	grass.rot	KEITH.soi	0.0%
HA_72	grass.rot	KEITH.soi	0.9%
HA_73	grass.rot	KEITH.soi	0.2%
HA_313	grass.rot	KEITH.soi	0.3%
HA_312	grass.rot	KEITH.soi	0.9%
HA_82	grass.rot	KEITH.soi	0.4%
HA_83	grass.rot	KEITH.soi	0.2%
HA_243	grass.rot	KEITH.soi	4.7%
HA_102	grass.rot	KEITH.soi	1.0%
HA_311	grass.rot	KEITH.soi	1.2%
HA_242	grass.rot	KEITH.soi	5.6%
HA_52	grass.rot	KEITH.soi	0.0%
HA_53	grass.rot	KEITH.soi	0.2%
HA_51	grass.rot	KEITH.soi	1.4%
HA_103	grass.rot	KEITH.soi	3.0%
HA_101	grass.rot	KEITH.soi	1.9%
HA_113	grass.rot	KEITH.soi	1.7%
HA_112	grass.rot	KEITH.soi	0.5%
HA_132	grass.rot	KEITH.soi	0.5%
HA_141	grass.rot	KEITH.soi	1.2%
HA_303	grass.rot	KEITH.soi	2.2%
HA_233	grass.rot	KEITH.soi	0.6%
HA_232	grass.rot	KEITH.soi	0.1%
HA_122	grass.rot	KEITH.soi	0.1%
HA_142	grass.rot	KEITH.soi	0.3%
HA_123	grass.rot	KEITH.soi	0.1%
HA_143	grass.rot	KEITH.soi	3.8%
HA_100	grass.rot	KEITH.soi	4.9%

Var mainīt iestatījumus.

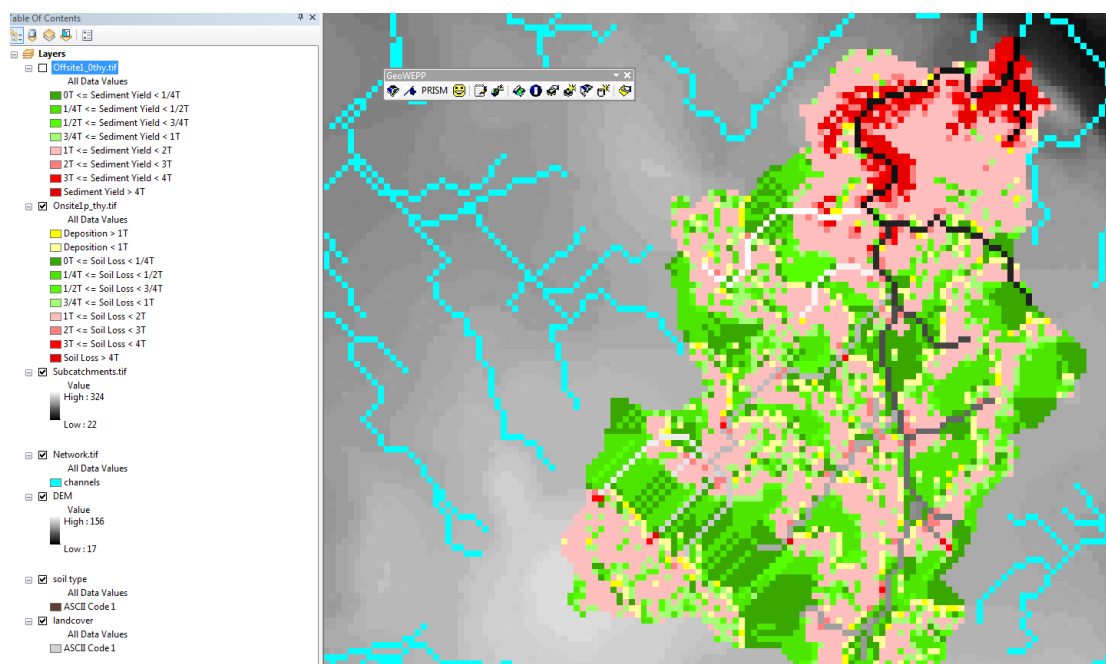




WEPP aprēķins.



Rezultāts



Tālāk analīzi veic atbilstoši WEPP aprakstītajam. Pilnās geowepp lietotāja vadlīnijas atrodamas:

http://geowepp.geog.buffalo.edu/wp-content/uploads/2014/01/GeoWEPP_ArcGIS10_Overview.pdf

Literatūra

1. Kārklīšs A., 2007. Augsnes diagnostika un apraksts Lauku darbu metodika, LLU Jelgava. 119 lpp.
2. Kārklīšs, A. 2008. Augsnes diagnostika un apraksts. Jelgava: LLU, 336 lpp. ISBN 978-9984-784-20-5.

7.4. Modelētās un dabā konstatētās erozijas novērtējums modeļteritorijās

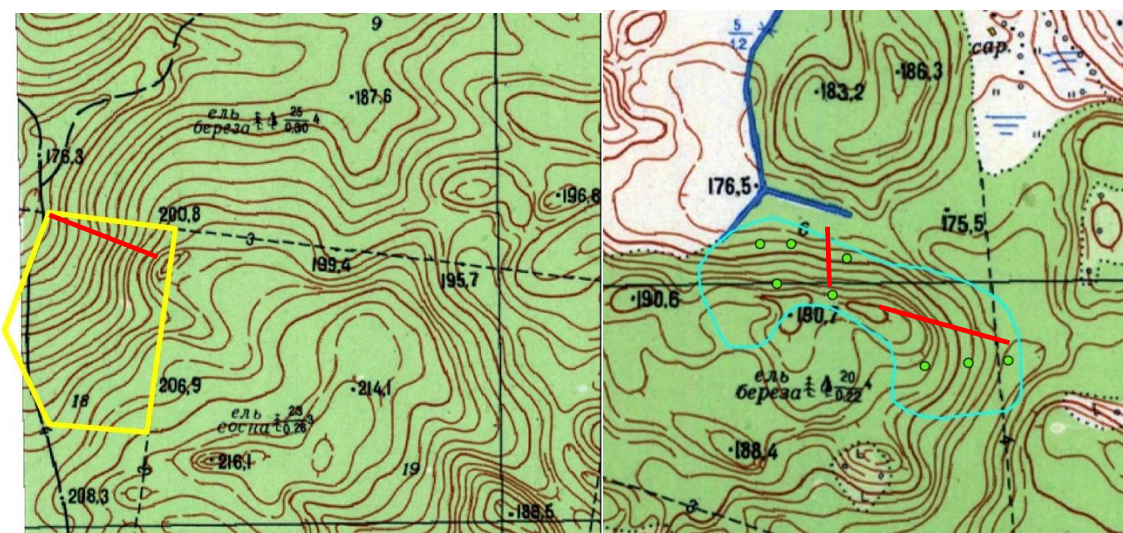
Izmantojot datorprogrammu WEPP, erozijas kvantitatīvie apjomi tika modelēti divām no 2013. gadā apsekotajām modeļteritorijām – Vasu kalns un Dambarkalns. 2013. gada apsekojuma laikā šajās teritorijās erozija tika novērtēta uz vietas dabā.

7.4.1. Objektu apsekojuma rezultāti

Vasu kalns. Cirsma atrodas uz ledāja starpmēļu stūra masīva augstākā paugura R nogāzes. Maksimālais relatīvais augstums ir apm. 35 m. Mežaudze nocirsta 2011./2012. gadā. Nogāzes garums apm. 180 m. Vidējais slīpums 17°. Stāvākā ir apakšējā trešdaļa, kam seko lēzenāka terase, kas pāriet mainīga slīpuma nogāzē līdz pat cirsmas robežai. Augsnes apstrāde platībā nav veikta un platība aizzēlusi ar avenēm. Kokaudzes atjaunošanās nav notikusi. Atsevišķās vietās, pievedējtraktoram pārvietojoties

nogāzes krituma virzienā, notikusi augsnes virsējo horizontu sablīvēšanās, par ko liecina apmēram 3-7cm dziļās risas.

Dambarkalns. Teritorija Dambarkalns atrodas uz morēnas paugura Z un A nogāzes. Maksimālais relatīvais augstums apm. 17m. Z nogāzes vidējais slīpums 19°, bet A nogāzē 17°. Nogāzes saliktas, to stāvākā ir lejas daļa, kas pāriet mazāk stāvā nogāzes augšdaļā. Kokmateriāli no cirsmas izvesti 2013.gada aprīlī, kā rezultātā nogāzēs iebrukātas 30-70cm dziļas risas, kurās novērota augsnes noskalošanās, ko pastiprina augsnes sablīvēšana, kas kavē infiltrāciju (Attēls 97).



Attēls 97. Modeļteritorijas Vasu kalns (pa kreisi) un Dambarkalns (pa labi) topogrāfiskajā kartē

Abas cirsmas atrodas uz vidēji stāviem pauguriem, nogāzes slīpums atsevišķos apsekojuma punktos nepārsniedz 18%. Dominējošais augsnes tips Vasu kalnā – smilts, Dambarkalnā – mālsmilts. Vasu kalnā konstatēti mineralizētas augsnes atsegumi 25-30% platībā no teritorijas, Dambarkalnā šāda parādība nav konstatēta. Apsekojot modeļteritorijas, tajās tika konstatēta zemas intensitātes ūdens erozija (Tabula 36).

Tabula 36.

Modeļteritoriju apraksts un erozijas novērtējums

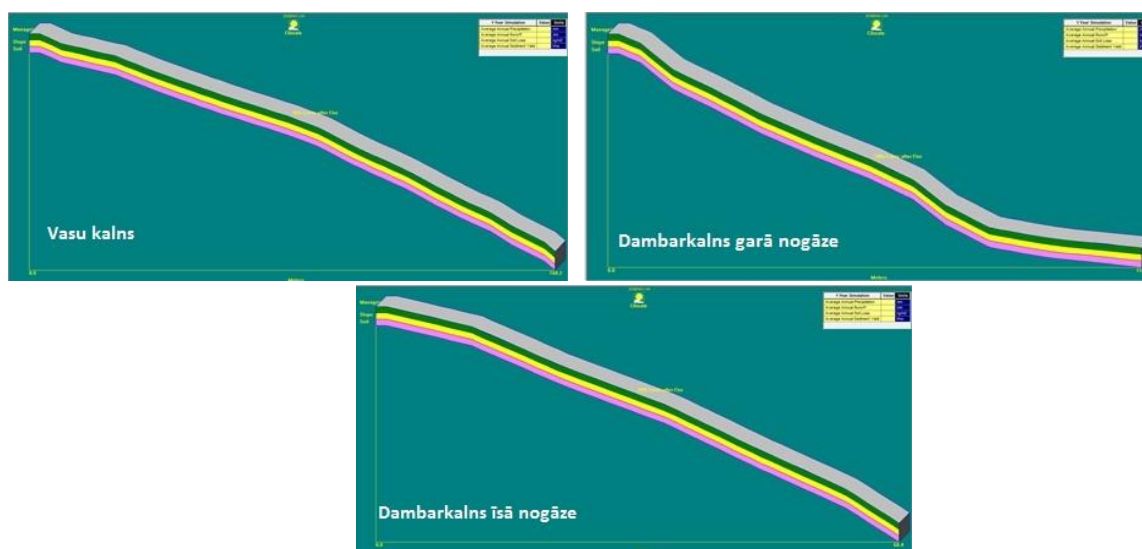
Objekts	Meža tips	Cirsmas izstrādes gads	Reljefs	Nogāzes slīpums	Mineralizēta augsne, %	Risas	Konstatētais erozijas veids	Erozijas pakāpe	Augsnes tips
Vasu kalns	Dm	2011/2012	Vidēji stāvs paugurs	5-18%	25-30	izteiktas nogāzes vidusdaļā	ūdens erozija nogāzes vidū	vāji erodēta	smilts
Dambarkalns	Vr	2012/2013	Vidēji stāvs paugurs	10-17%	0	nelielas visā nogāzes garumā	ūdens sanesumi	vāji erodēta	mālsmilts

Atbilstoši 2013.gadā izstrādātajai metodikai, katrai modelētajai nogāzei tika kvalitatīvi novērtēts ūdens erozijas risks. Atbilstoši šim novērtējumam, Vasu kalnā pastāv augsts ūdens erozijas

risks (19 punkti), bet Dambarkalna abās nogāzēs erozijas risks vērtējams kā zems, jo saglabājusies veģetācija.

7.4.2. Modelētie erozijas apjomi

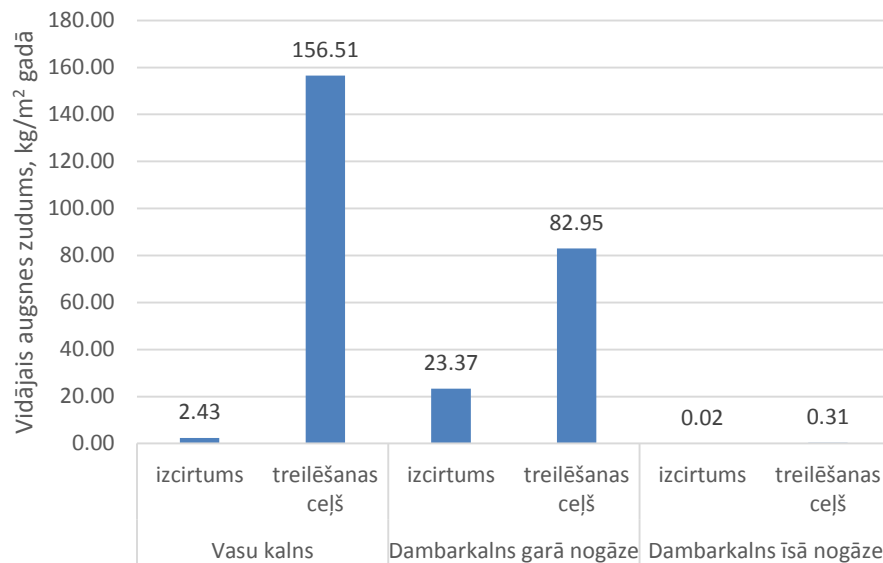
Erozijas apjomi tika modelēti ar datorprogrammu WEPP atbilstoši kartogrāfiskajai informācijai ģenerētiem nogāžu profiliem. Teritorijā Vasu kalns, kur nogāzes slīpums ir viendabīgāks, tika izveidots viens nogāzes profils, bet teritorijā Dambarkalns – divi nogāzes profili (īsā un garā nogāze). Nogāžu profilu nosacīts novietojums teritorijās parādīts 97. attēlā ar sarkanām līnijām (Attēls 97). Modeļteritoriju nogāžu profili redzami 98. attēlā (Attēls 98). Vasu kalna modelētās nogāzes garums ir 168.2 m, Dambarkalna garās nogāzes garums – 156.9 m, bet Dambarkalna īsās nogāzes garums – 60.4 m.



Attēls 98. Modelētie nogāžu profili

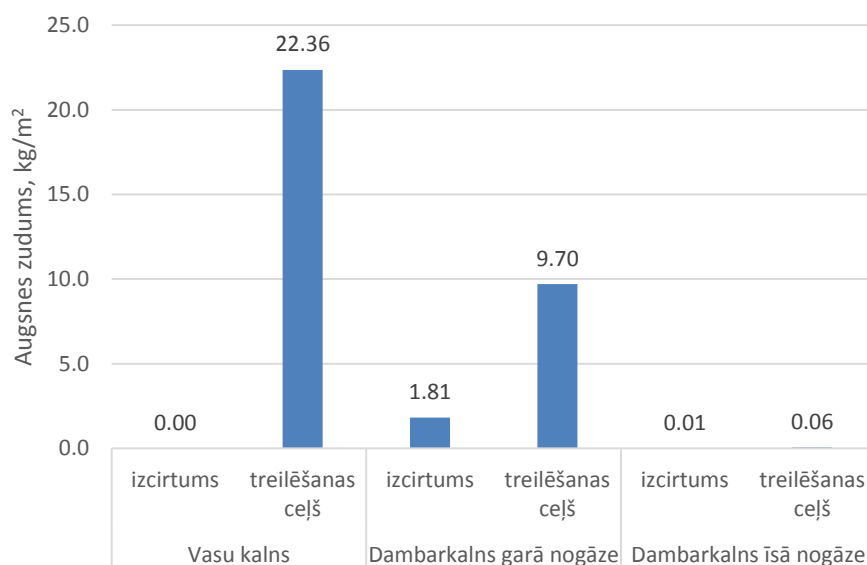
Erozijas kvantitatīvais efekts tika modelēts gan, izmantojot izlīdzinātos klimata datus 30 gadu periodam, gan ekstrēmai lietusgāzei (nokrišņu daudzums 80 mm, lietusgāzes ilgums 2 h) divos variantos: no izcirtuma un no treilēšanas ceļiem. Aprēķinātās augsnes zuduma vērtības ir programmas simulācijas rezultāts atbilstoši konkrēto nogāžu ievades parametriem, tādēļ šīs vērtības nav jāuzskata par absolūtām.

Izmantojot izlīdzinātos klimata datus, visās modelētajās nogāzēs vidējais ikgadējais augsnes zudums no treilēšanas ceļiem bija ievērojami lielāks, nekā no izcirtuma. Salīdzinot visas trīs modelētās nogāzes, vislielākā erozijas ietekme tika konstatēta Vasu kalnā, bet vismazākā – Dambarkalna īsajā nogāzē (Attēls 99).



Attēls 99. Vidējie modelētie augsnes zudumi pie izlīdzinātā klimata datiem

Modelējot augsnes zudumus erozijas rezultātā, ko izraisījis viens ekstrēms notikums – spēcīga lietusgāze, vislielākā iespējamā erozijas ietekme atkal konstatēta uz treilēšanas ceļa objektā Vasu kalns, bet vismazākie – izcirtumā uz Dambarkalna īsās nogāzes. Vasu kalna izcirtumā atsevišķas lietusgāzes gadījumā erozija netiek prognozēta (Attēls 100).



Attēls 100. Modelētie augsnes zudumi lietusgāzes gadījumā

Nogāze, uz kuras kvantitatīvi modelētais erozijas risks ir visaugstākais, visaugstākais ir arī kvalitatīvi prognozētais erozijas draudu līmenis.

7.4.3. Secinājumi

1. Modelējot iespējamās augsnes zudumus, vislielākā erozijas ietekme gan izlīdzinātā klimata apstākļos, gan pēc atsevišķas spēcīgas lietusgāzes tiek prognozēta objektā Vasu kalns. Visticamāk, atšķirības visbūtiskāk ir atkarīgas tieši no augsnes īpašībām.
2. Visos trijos objektos gan izlīdzinātā klimata apstākļos, gan pēc spēcīgas lietusgāzes modelētie erozijas apjomi uz treilēšanas ceļa bija ievērojami lielāki, nekā izcirtumā.
3. Vasu kalnā, kur atbilstoši kvalitatīvajai erozijas draudu novērtēšanas metodikai erozijas draudu līmenis tika novērtēts kā augsts, arī ar datorprogrammu WEPP modelētie augsnes zuduma apjomi uz treilēšanas ceļa gan izlīdzinātā klimata apstākļos, gan pēc vienas atsevišķas lietusgāzes bija ievērojami augstāki nekā pārējos objektos.
4. Vislielākie erozijas riska draudi pastāv uz treilēšanas ceļiem un smilšainās augsnēs, kur augsnes daļiņas savā starpā ir vāji saistītas. Plānojot mežsaimniecisko darbību, īpaša uzmanība jāpievērš platībām tieši šādās augsnēs, kā arī treilēšanas ceļu izvietojumam.