

PĀRSKATS

PAR MEŽA ATTĪSTĪBAS FONDA PASŪTĪTO PĒTĪJUMU

PĒTĪJUMA NOSAUKUMS: **Meža ūdensregulējošās īpašības intensīvas mežsaimniecības apstākļos**

LĪGUMA NR.: 160707/S264

IZPILDES LAIKS: 16.07.2007 – 15.11.2007

IZPILDĪTĀJS: Latvijas Valsts mežzinātnes institūts "Silava"

PROJEKTA VADĪTĀJS: _____
Aigars Indriksons

Salaspils, 2007

SATURS

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <u>IEVADS</u> | 3 |
| <u>1. LITERATŪRAS APSAKATS</u> | 5 |
| 1.1. NOSUSINĀTĀS MEŽA EKOSISTĒMAS | 5 |
| 1.2. VIELU, ENERĢIJAS UN INFORMĀCIJAS APRITE | 6 |
| 1.3. SISTĒMAS BIOMASAS PRODUKTIVITĀTE | 15 |
| 1.4. BIOĢĒNO ELEMENTU LOMA MEŽA EKOSISTĒMĀ | 17 |
| 1.4.1. SLĀPEKLIS | 18 |
| 1.4.1.1. AMONIJS | 19 |
| 1.4.1.2. NITRĪTI UN NITRĀTI | 23 |
| 1.4.1.3. SLĀPEKĻA ORGANISKĀS FORMAS | 25 |
| 1.4.2. FOSFORS | 28 |
| 1.4.3. KĀLIJS | 29 |
| 1.4.4. KALCIJS | 30 |
| 1.4.5. MAGNIJS | 31 |
| 1.5. NOZĪMĪGĀKĀS METODES BIOĢĒNO ELEMENTU APRITES PĒTĪJUMOS | 33 |
| 1.6. MEŽSAIMNIECISKO PASĀKUMU IETEKME UZ BIOĢĒNO ELEMENTU APRITI | 35 |
| <u>2. PĒTĪJUMA OBJEKTI</u> | 37 |
| 2.1. STACIONĀRA NOVĪETOJUMS UN ĢEOGRĀFISKAIS STĀVOKLIS | 37 |
| 2.2. KLIMATS, ĢEOLOĢISKĀ UZBŪVE, RELJEFS, ŪDEŅI UN AUGSNE | 37 |
| 2.2. MEŽSAIMNIECISKAIS RAKSTUROJUMS | 43 |
| 3. METODIKA | 49 |
| 3.1. VIELU APRITES RAKSTUROŠANA | 49 |
| 2.2.2. KOKAUDZES PARAMETRU NOVĒRTĒŠANA | 54 |
| <u>4. REZULTĀTI</u> | 55 |
| 4.1. KOKAUDZES PARAMETRU IZMAIŅAS | 55 |
| 4.2. PRIEDES TEKOŠĀ PIEAUGUMA DINAMIKA | 60 |
| 4.3. BIOĢĒNO ELEMENTU DAUDZUMS GRUNTSŪDEŅOS | 66 |
| 4.4. BIOĢĒNO ELEMENTU NOTECE NO KŪDRAS- UN HIDROMORFO MINERĀLAUGŠŅU BASEINIEM ... | 68 |
| 4.5. BIOĢĒNO ELEMENTU NOTECES NO MEŽA ZEMĒM MODEĻU IZSTRĀDE | 73 |
| 4.6. BIOĢĒNO ELEMENTU PIEPLŪDE AR PAZEMES SPIEDES ŪDEŅIEM | 95 |
| 4.7. BIOĢĒNO ELEMENTU BILANCES | 104 |
| 4.8. VIELU DAUDZUMS SAUSIENŪ UN NOSUSINĀTO MEŽU ŪDENSTECĒS | 108 |
| <u>5. DISKUSIJA</u> | 109 |
| <u>6. SECINĀJUMI</u> | 111 |
| <u>LITERATŪRA</u> | 113 |
| <u>PIELIKUMS</u> | 122 |

IEVADS

Līdzās meža materiālajām vērtībām nozīmīga loma cilvēces un biosfēras funkcionēšanā ir arī meža ekoloģiskajām funkcijām – oglekļa uzkrāšanai un skābekļa izdalīšanai, ūdens režīma regulēšanai u.c. No visiem vides faktoriem, kuri ietekmē enerģijas plūsmu un uzkrāšanos meža ekosistēmā, tieši kokaugu barības elementu piegāde un aprīte ir visvieglāk ietekmējamas ar meža apsaimniekošanu. Ietekme var būt kā nevēlama (barības vielu zudumi vai imobilizācija), tā arī vēlama (barības vielu ienese ar mēslošanu, vai arī vielu aprītes un pieejamības uzlabošana). Lai gan 95% no augu sausnes masas sastāda ogleklis, ūdeņradis, skābeklis un slāpekļis, tomēr tieši makroelementi - slāpekļis, fosfors, kālijs, kalcijs un magnijs ir tie, kas visvairāk limitē kokaugu sekmīgu augšanu un attīstību.

Viens no mūsdienu mežsaimniecības galvenajiem kritērijiem ir nepārtraukta un paplašināta meža resursu atražošana, kas Latvijas apstākļos vispirms saistās ar pārmitro meža ekosistēmu hidrotehnisko meliorāciju. Latvijā ir 1.5 miljoni hektāru pārmitru un pārpurvotu mežu, no kuriem pašlaik meliorēti apmēram 700 tūkstoši hektāru. Hidrotehniskā meliorācija ir viens no efektīvākajiem mežsaimnieciskajiem pasākumiem, kā rezultātā mežaudžu krāja uz hektāra pēdējo 100 gadu laikā palielinājusies no 100 m³ līdz 180 m³.

Līdzšinējie pētījumu rezultāti mums nodrošina iespēju argumentēti apliecināt meliorācijas pozitīvo ietekmi uz kokaudžu ražību, ogļskābās gāzes akumulāciju, skābekļa izdalīšanos, kā arī uz meža bioloģiskās daudzveidības nodrošināšanu ekosistēmu līmenī. Taču mūsu rīcībā līdz šim nebija objektīvu datu par augsnes auglības izmaiņām meliorētajos mežos saistībā ar iespējamo biogēno vielu pastiprinātu izskalošanos no meža augsnēm kā arī par ūdens kvalitātes izmaiņām dabiskajās promtekās meliorācijas rezultātā.

Gatavojoties iestājam Eiropas Savienībā, Latvijai jāveido sava likumdošana saskaņā ar ES prasībām. Vides aizsardzības jomā šīs prasības saistās ar informāciju par dabas vides stāvokli. Tādēļ jāveic pašreizējā stāvokļa saskaņošana ar vairākiem starptautiskiem vides aizsardzības normatīvajiem dokumentiem (ES direktīva par nitrātu piesārņojumu no lauksaimniecības avotiem (91/676/EEC), direktīva par saldūdeņu kvalitāti (78/659/EEC), konvencija Par Baltijas jūras vides aizsardzību, Helsinki, 1992.g (1994) u.c.). Līdzšinējā informācija par biogēno elementu iznesi ar virszemes noteci ir visai fragmentāra un galvenokārt attiecas uz lauksaimniecības zemēm.

Paredzams, ka izveidojoties meža apsaimniekošanas uzņēmumiem, kuru darbība būs vērsta uz meža ražības paaugstināšanu, hidrotehniskā meliorācija varētu atgūt savu aktualitāti. Tas pats attiecas arī uz zemnieku saimniecībām, kuru rīcībā nereti nonākušas mazproduktīvas un pārpurvotas mežu platības.

Latvijas pārmitro mežu ūdens bilanci un vielu apriti nosaka vietējie meteoroloģiskie apstākļi un reģiona hidroģeoloģiskās īpatnības. Tādēļ kritiski jāvērtē citās valstīs izstrādāto modeļu automātiska pielietošana mūsu apstākļos. Pierādīts, ka pārmitro mežu izvietojumu Latvijā nenosaka nokrišņu daudzums, bet gan ar kalciju un magniju bagāto pazemes spiedes ūdeņu izžilēšanās rajoni. Tādējādi ir iespējama meža izveidošanās uz vairāku metru bieza kūdras slāņa. Lai noteiktu barības vielu izskalošanās dinamiku, ķīmisko elementu dabisko fonu virszemes ūdeņos, jāveic ilgstoši novērojumi, jāapkopo informācija par mežu izplatību upju baseinos, jānosaka barības vielu izneses no mežiem īpatsvars kopējā vielu iznesē.

Lai raksturotu mežsaimniecisko pasākumu (galvenokārt - hidrotehniskās meliorācijas un kopšanas ciršu) ietekmi uz mežaudžu struktūru un meža hidroģeoloģisko režīmu, jau 1960. gadā Mežu pētīšanas stacijas "Kalsnava" teritorijā izveidots Vesetnieku ekoloģiskais stacionārs. Nosusināto mežu ūdens sateces baseinos pētīts noteces un nokrišņu režīms, gruntsūdens līmeņa svārstības, pazemes spiedes ūdeņu loma meža ekosistēmā. Analizēts arī augu barības elementu daudzums ūdeņos un augsnē, kā arī meža dzīvās zemsedzes sukcesija. Regulāri pārmērīti kokaudzes taksācijas elementi 50 kokaudzes parauglaukumos. 1997. gadā šeit tika uzsākti pētījumi, lai izstrādātu modeļus biogēno elementu aprites raksturošanai mežos ar atšķirīgu tipoloģisko un kokaudžu struktūru. Dotā pētījuma uzdevumi bija:

- papildināt Vesetnieku stacionāra kvantitatīvos ūdens bilances mērījumus ar kvalitatīvajiem – ūdens ķīmiskā sastāva mērījumiem;
- novērtēt ūdens kvalitātes izmaiņas promtekās saistībā ar hidrotehnisko meliorāciju un citiem mežsaimnieciskajiem pasākumiem;
- izstrādāt objektīvus modeļus biogēno elementu (N, P, K, Ca, Mg) aprites raksturošanai.

Modeļu bāzi veido liels skaits atkārtoti ievāktu ūdens paraugu analīžu rezultātu, kas raksturo biogēno elementu daudzuma dinamiku nokrišņos klajumā, caur kokaudzes vainagiem uz augsnes nonākušajos nokrišņos, augsnes gruntsūdenī, meliorācijas grāvjos un dabiskās promtekās. Doktora darba ietvaros 1997. – 2001. gadu periodā kopumā ievākti 2 518 ūdens paraugi un izdarītas 17 600 ūdens ķīmiskās analīzes.

1. LITERATŪRAS APSKATS

1.1. NOSUSINĀTĀS MEŽA EKOSISTĒMAS

Mežs ir dzīva vide, un katra meža platība ir sarežģīta, pašregulējoša sistēma (ekosistēma), kas ražo un patērē organiskās vielas. K. Bušs (1971) vērtē ekosistēmu kā elementāru dzīvās dabas saimniecību, kas ir pielāgojusies noteiktiem vides apstākļiem un elastīgi izmanto visas pārmaiņas, lai uzlabotu savu uzbūvi un adaptācijas spējas. Tajā ietilpstošās augu, dzīvnieku, sēņu un mikroorganismu populācijas ir cieši saistītas ne vien ar ārējo vidi, bet arī savā starpā ar ļoti daudzveidīgām saitēm, no kurām galvenā loma ir barošanās attiecībām. Tās veido secīgas barošanās ķēdes, kas savstarpējā saistībā izveido ļoti sarežģītu barošanās tīklu.

Mežu nosusināšana ir ietekmīgākais paņēmieni veids daļēji vadāmu mežu ekosistēmu izveidošanai un koksnes produkcijas palielināšanai (Bušs, 1989). Nedaudz pazeminot gruntsūdens līmeni un paātrinot ūdens plūsmu augsnē, var uzlabot pārmitro mežu un purvu vielu un enerģijas apriti, tajā iesaistot kūdrā iekonservētās organiskās atliekas. Mežos ierīkotais grāvju tīkls darbojas kā aizsargātājsistēma, kas novērš koku sakņu applūšanu un daļēju atmiršanu.

Kokaudžu ražības izmaiņas hidrotehniskās meliorācijas ietekmē Latvijā pētītas vairāk nekā 100 gadus (Ostwald, 1878), šajā darbā vēlāk iesaistoties daudziem zinātniekiem, lai apzinātu gan meža degradācijas cēloņus, gan novērtētu nosusināšanas mežsaimniecisko efektu (Markus, 1936; Bušs, 1981; Zālītis, 1996). Nevienā, arī pašos jaunākajos pētījumos, netiek apstrīdēts tas, ka būtiskākais mežsaimnieciskais ieguvums nosusināšanas rezultātā ir mežaudzes ražības (t.i., biomasas pieauguma) strauja palielināšanās. Kokiem nosusināšanas ietekmē paplašinās sakņu sistēma, palielinās vainags, skuju vai lapu lielums un svars, krasi uzlabojas kārtējais augstuma pieaugums un gadskārtu platums. Līdzšinējo pētījumu dati apliecina, ka mežu nosusināšanas rezultātā egļu mežu ražība vidēji palielinās četrkārt, priežu mežu – trīskārt, bērzu mežu – divkārt, melnalkšņu – pusotras reizes (Odiņš u.c., 1960). No mežsaimniecības viedokļa galvenais augsnes auglības rādītājs ir kokaudzes krāja ciršanas vecumā.

Tomēr pastāv viedoklis, ka meža meliorācijas rezultātā izveidojušās augstas produktivitātes ekosistēmas kļūst strukturāli vienkāršākas un sugām nabadzīgākas (Priedītis, 1999).

Rodas arī jautājums, vai hidromeliorācijas efekts ir pastāvīgs un, vai, augsnē uzkrātajām organisko vielu rezervēm izsīkstot, nosusināto mežu ražība no jauna nesamazinās? Pētījumos Somijā konstatēts, ka kokaudzes kopējā krāja cieši korelē ar kopējo slāpekļa un fosfora daudzumu 0 – 10 cm kūdras slānī (Kaunisto, Paavilainen, 1988). Autori uzskata, ka nosusināšanas rezultātā, ūdens plūsmai aktivizējoties, izskalošanai visvairāk pakļauts kālijs, kas kūdrā atrodas galvenokārt ūdenī šķīstošā minerālā formā. Aprēķināts, ka kālija resursi nosusinātajās augsnēs varētu izsīkt jau otrā mežsaimnieciskā cikla laikā pēc meliorācijas. Kaut

arī kālija daudzumam augsnē nav korelācijas ar mežaudzes ražību (Kaunisto, Paavilainen, 1988), tomēr tā trūkums var radīt bojājumus koku galotnes meristēmā, vai pat izraisīt koku bojāeju.

Savukārt K. Bušs (1971) raksta, ka pēdējo 150 gadu novērojumi nav devuši pamatu domāt par nosusināto mežu ražības pazemināšanos Latvijā pat tajās platībās, kurās kūdras slānis ir plāns un nosusināšanas ietekmē strauji mineralizējas, jo organisko vielu krājumi augsnē pietiekami papildinās ar koku un zemsedzes augu virszemes daļu, kā arī sakņu atbirām.

Tomēr turpmāka augsnes agroķīmisko īpašību salīdzinoša novērtēšana meliorētajos un nemeliorētajos mežos var būtiski papildināt zināšanas par meža hidrotehniskās meliorācijas ekoloģisko lomu augstražīgu mežu izveidošanā un saglabāšanā.

1.2. VIELU, ENERĢIJAS UN INFORMĀCIJAS APRITE

VIELU APRITE

Divdesmitajā gadsimtā, attīstoties jēdzienam par biosfēru, dabaszinātnieki bioloģisko sistēmu raksturošanai arvien biežāk sāka izmantot substanciālo triādi “viela-enerģija-informācija” (Liepa, Mauriņš, Vimba, 1991).

Ekoloģijā ar vielu apriti gan biosfēras, gan arī ekosistēmu un citos līmeņos parasti saprot vielu sastāvdaļu – ķīmisko elementu apriti. Biosfērā notiek nepārtraukta vielu aprite – biotiskais riņķojums. Ķīmiskie elementi cirkulē no apkārtējās vides uz organismiem un atpakaļ šajā vidē.

Elementu aprite ekosistēmās ir sarežģīta. Daži elementi cirkulē galvenokārt starp dzīvajiem organismiem un atmosfēru, kamēr citi pārsvarā starp organismiem un augsni. Atsevišķiem elementiem aprite var notikt abos veidos. Augu un dzīvnieku organismos norisinās arī iekšēji cikli, kuros notiek barības vielu akumulācija organismā. Ņemot vērā šīs atšķirības, elementu pārvietošanās ekosistēmās var būt attiecināma uz vienu vai vairākiem no trim galvenajiem aprites ciklu veidiem (Kimmins, 1997):

1. Ģeoloģiskie cikli: ķīmisko elementu apmaiņa starp ekosistēmām. Piemēram, vējš transportē barības elementus putekļu un lietus veidā no vienas ekosistēmas uz citu attālumos, kas svārstās no mazāk kā 100 m līdz pat vairākiem tūkstošiem kilometru. Upju ūdens transportē barības vielas no mežiem uz okeāniem, un ūdens pārvietošanās augsnē veic barības vielu pārvietošanu no ekosistēmām, kas atrodas augstākās vietās uz ekosistēmām nogāžu pakājē. Oglekļa dioksīds (CO_2), kas izdalījies kokiem elpojot var tikt pārnesti pāri kalniem un atkal absorbēts fotosintēzējošos kokos. Ģeoloģisko ciklu telpiskā skala ir ļoti plaša (lielāka par 100 m). Tas nozīmē, ja reiz konkrētā molekula vai atoms ir atstājis ekosistēmu, tad iespējams tur nekad vairs neatgriezīsies. Arī laika skala ir ilga (miljoni gadu barības vielām nonākot okeānu sedimentos), lai gan tā var būt arī samērā īsa, kā piemēram CO_2 gadījumā. Tajā pašā

laikā CO₂ var tikt ieslēgts organiskajā vielā, kas paliek nesadalīta tajā pašā ekosistēmā simtiem gadu.

Pēc amerikāņu zinātnieku datiem 80-100% no Ca, Mg, K un P ieneses ekosistēmās notiek augsnes minerālu un iežu dēdēšanas rezultātā (Bormann, Likens, 1979). Tomēr dēdēšana ir ļoti lēna elementu plūsma un atbrīvoto elementu devas ir ļoti niecīgas, piemēram, Vācijā, dižskabāržu audzē K – 3.5-7.1 kg ha⁻¹ a⁻¹, Ca – 0.4-21 kg ha⁻¹ a⁻¹ un Mg – 3.3-4.9 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Ellenberg, Mayer, Schauer mann, 1986).

2. Bioģeoķīmiskie cikli: ķīmisko elementu apmaiņa ekosistēmas iekšienē. Piemēram, slāpekli pēc meža nobiru vai zemsedzes sadalīšanās absorbē koku saknes. Tālāk tas tiek transportēts uz jaunajām lapām atgriezties meža zemsedzē lapām rudenī nokrītot. Piemēram, kālijs krūmu lapotnē var tikt iekļauts barošanās ķēdē, ja krūmus savā barībā izmanto brieži. Tos savā barībā savukārt var izmantot plēsēji. Barības elements tādā gadījumā ekosistēmā var atgriezties plēsēja organisma metabolisma produktu veidā. Bioģeoķīmisko ciklu telpiskā skala ir salīdzinoši neliela, jo, piemēram, augam uzņemot barības elementu, tas parasti atgriežas atpakaļ tajā pašā platībā. Dzīvnieki, vējš, vai ūdens var pārdalīt barības vielas lielākos attālumos vienas ekosistēmas robežās, kā arī pārnest barības vielas no bioģeoķīmiskā uz ģeoķīmisko ciklu, iznesot tās ārpus ekosistēmas robežām. Īpaša loma barības vielu transportā starp ekosistēmām var būt putnu pārlidojumiem (Weir, 1969).

Laika skala kopumā ir īsāka nekā ģeoķīmiskajā ciklā. Aprīte var ilgt dažas stundas, piemēram, kāliju uzņemot augā no augsnes un izskalojot no lapām lietus laikā, kā arī tūkstosiem gadu, piemēram iekļaujot kalciju ilgdzīvojošu koku audos. Bioģeoķīmiskajā aprītē meža ekosistēmās lielākā daļa barības elementu paliek un tiek akumulēti tās pašas ekosistēmas robežās.

3. Bioķīmiskie, jeb iekšējie cikli: ķīmisko elementu pārvietošanās atsevišķu augu un dzīvnieku organismu iekšienē kā daļa no aktīvajiem metaboliskajiem procesiem. Barības vielas tiek uzkrātas auga iekšienē, tām pārvietojoties no īslaicīgajiem lapu audiem, iekams tās tiek nomestas, uz jaunākiem, intensīvi augošiem audiem vai rezerves barības vielu uzkrāšanas vietām. Augi pastāvīgi nepārtraukti pārvieto barības vielas uz vietām, kur tās visvairāk nepieciešamas.

Īpašs vielu aprītes režīms izveidojas nosusinātajos mežos. Aktivizējot kūdrā akumulētos barības vielu krājumus un uzlabojot augsnes aerāciju ievērojami pieaug vielu un enerģijas plūsmas ātrums meža ekosistēmā. Vairākkārt palielinoties kokaudžu produktivitātei, pieaug dzīvā koksne akumulētā oglekļa daudzums un atmosfērā izdalītā skābekļa apjoms. Vienlaikus pieaug arī ekosistēmu metabolisms, iesaistot aprītē kūdras slānī akumulēto enerģiju (Laiviņš, Zālītis, Donis, 2000). Augstražīgos mežos barības vielu plūsma ir plašāka un straujāka, mazproduktīvos

– šaurāka, lēnāka. Kā raksta K. Bušs (1989), tad tā kā parastajās augšņu ķīmiskajās analīzēs vielu aprites ātrumu ir grūti aprēķināt, precīzus rezultātus aprites ātruma rezultātus iegūt reizēm nav iespējams – augstražīgā mežā koki barības vielas izmanto tik strauji, ka tās viegli uzņemamo vielu augsnes analīzē parādās niecīgā vairumā. Pie tam mežaudzes nevienmērīgā patēriņa dēļ barības vielu daudzums var svārstīties ļoti plašās robežās. Piemēram, V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) analizējuši aktīvā fosfora (izteikta fosfora (V) oksīda – P_2O_5 formā) daudzumu dažādās meža augsnēs. Konstatēts, ka priežu mētrājos un damakšņos uz sandru smiltāju nogulumiem aktīvā fosfora krājumi ir pat mazāki kā sila augsnēs uz piejūras smiltājiem (10 g/m^3). Intensīvas augšanas periodā (jūlijā) aktīvā fosfora daudzums augsnē var samazināties pat līdz 5 g/m^3 . Rodas mājīgs iespaids, ka augsne ir nabadzīga, kaut gan augi ir labi apgādāti ar minerālvielām. Purvu ekosistēmās noritošie procesi dažādos apstākļos nav vienādi. Purvu veidošanās notiek vairāku gadu tūkstošu (6-8) laikā. Iniciālās veidošanās stadijā (pirmie 2000-4000 gadi), kūdrzemes darbojas kā ļoti būtisks oglekļa uzkrājējs, piesaistot to no atmosfēras CO_2 . Vēlāk, sākot atmosfērā izdalīt metānu, tās ir mazāk efektīvs oglekļa akumulētājs (Feehan, O'Donovan, 1996). Metāns tiek uzskatīts par 62 reizes spēcīgāku “siltumnīcas efektu” izraisošu gāzi nekā CO_2 (IPCC, 1994). Pārpuvoto mežu nosusināšana samazina šīs “siltumnīcas efektu” veicinošās gāzes emisiju atmosfērā. Tādējādi no ekoloģiskā viedokļa nosusināšana ir principiāla pastāvošo vides apstākļu nomaiņa. Tās ietekmē dažādā laikā (2-10 gados atkarībā no nosusināšanas rakstura) izpaužas uz visiem galvenajiem augtēnes rādītājiem: ūdens režīmu, barošanās apstākļu maiņu, augsnes fizikāli ķīmisko rādītāju maiņu, biomasas pieaugumu un sugu sastāvu (Priedītis, 1999). Nosusināšana ietekmē visu dabisko meža augšanas apstākļu kompleksu: hidroloģiskos, augsnes un arī klimatiskos apstākļus. Liekā ūdens aizvadīšana no augsnes krasi uzlabo tās aerāciju, sakarā ar to aktivizējas aerobie kūdras sadalīšanās procesi un uzkrātās barības vielas kļūst izmantojamas augiem (Odiņš u. c., 1960). Pārveidojas arī augsnes siltuma režīms un mikroklimats. Aktivizējoties aerobajiem mikrobioloģiskajiem procesiem, pakāpeniski palielinās nosusināto kūdras slāņu sadalīšanās pakāpe un pelnu saturs. Kūdrai nosēžoties, palielinās arī barības vielu daudzums katrā kūdras tilpuma vienībā, tādēļ tās ir augiem vieglāk izmantojamas. K. Vanaga (Ванага, 1956) pētījumi parāda, ka pēc gruntsūdens līmeņa pazemināšanas nosusinātajos augsnes virsējos horizontos spilgtāk izpaužas ūdens vertikālā kustība, un horizonti sāk pakāpeniski izskaloties. Izskalošanās procesa rezultātā var nedaudz palielināties kūdras skābums, kam gan nav lielas mežsaimnieciskas nozīmes. S. Vomperskis (Вомперский, 1968) uzskata, ka kokaudžu augšanas uzlabošanās pēc nosusināšanas nav slāpekļa, fosfora un kālija brīvi pieejamo formu daudzuma palielināšanās sekas. Viņa pētījumi liecina, ka pēc nosusināšanas galveno augu barības elementu mobilitāte pat samazinās, jo līdz nosusināšanai skābo (ķīmiski agresīvo) purva ūdeņu iedarbība uz augsnes cieto fāzi sekmē zināmas daļas pelnu

elementu un slāpekļa pāreju izšķīdušā stāvoklī. Kokaudzes augšanu, tātad, sekmē citu augsnes vides faktoru izmaiņas, kas līdz tam traucējušas vielu apriti starp augsni un kokaudzi.

Ūdens ķīmisko pārvērtību un pārvietošanās caur dažādiem dabas filtriem ietekme uz meža ekosistēmām, to bioloģiskajiem komponentiem kopumā izpaužas labvēlīgi. Valda uzskats, ka mežs ir pašattīroša sistēma, kas rada tīru ūdeni (Мелехов, 1980).

Konkrētā pētījuma sakarā īpaši svarīga ir vielu aprites ar ūdeni un kūdras mineralizēšanās saistība. Teorētiski ūdenim vajadzētu būt nozīmīgam starpniekam mineralizācijas procesos. Gruntsūdens ķīmiskajā sastāvā vajadzētu atspoguļoties augsnē notikušajām izmaiņām, jo pēc kūdras mineralizācijas daļa no atbrīvotajiem elementiem nonāk augsnes šķīdumā un pēc tam arī gruntsūdenī. Tālāk iespējamās vismaz trīs iespējas:

- uzņemšana augos (Корнеев, 1974);
- atkārtota saistīšanās augsnes struktūrās;
- izskalošana no ekosistēmas kopā ar grunts- un virszemes ūdens plūsmu vai atmosfēras nokrišņiem infiltrējoties augsnē.

Barības elementu daudzums kūdrā ir atkarīgs no tās botāniskā sastāva, sadalīšanās pakāpes, gruntsūdens režīma u. c. faktoriem. Tādēļ tas pat nelielās platībās var būt ļoti nehomogēns. Organiskās vielas sadalīšanās bioķīmisko procesu intensitāte kūdras augsnē un kustīgo barības elementu atbrīvošanās atkarīga no dažādiem ārējās vides faktoriem, no kuriem īpaša nozīme ir temperatūrai un augsnes mitrumam (Яншевска, 1977).

Augsnes mitrums atkarīgs no daudziem faktoriem, no kuriem nosusinātajos mežos svarīga loma ir nokrišņu daudzumam un pazemes spiedes ūdeņu atslodzei. Kā liecina agrāk Latvijā izdarītie pētījumi, tad gruntsūdens līmeņa pazemināšana veicina intensīvāku pazemes ūdeņu izķīlēšanos (Залитис, 1983). Piemēram, Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā augsnes–gruntsūdens līmeņa pazemināšana vidēji par 25 cm palielina pazemes ūdeņu atslodzi par 0,1 mm diennaktī, jeb par 35 mm gadā. Ziemas periodā Vesetnieku objektos, kur nosusināšanas grāvju dziļums nepārsniedz 1.5 m, daļa pazemes spiedes ūdeņu, iespējams, izķīlējas tieši grāvjos. Vasarā iespējama pretēja situācija, kad daļa pazemes ūdeņu, kuri izķīlējušies platībā starp grāvjiem, tiek patērēti iztvaikošanai un noteces veidošanā nepiedalās. Tas apgrūtina pazemes ūdeņu izķīlēšanās ietekmes novērtēšanu saistībā ar mežaudžu produktivitāti un norāda uz šo procesu sarežģīto raksturu.

Saskaņā ar P. Zālīša (Залитис, 1983) pētījumiem, augsnes gruntsūdeņu papildināšanās ar pazemes ūdeņiem nenotiek nepārtraukti:

- ja nokrišņiem infiltrējoties, augsnes gruntsūdeņu līmenis papildinās vairāk par 3 mm diennaktī, tad ūdens plūsma notiek uz leju, un ekosistēma pārtiek no nokrišņu ūdens;

- ja augsnes gruntsūdens līmenis atrodas dziļāk par 1 m, tad gruntsūdeņu papildināšanās ar pazemes ūdeņiem vairs neietekmē meža ekosistēmu (mežaudze šajā gadījumā pārtiek vai nu no nokrišņiem, vai mitruma rezervēm, kas uzkrātas augsnē).

Tādejādi iespējams secināt, ka nosusināšanas sistēmā izķīlējušies pazemes spiedes ūdeņi salīdzinoši maz ietekmē nosusinātā meža ūdens bilanci. Kokaudzes produktivitāte tādēļ tikai par 19 – 26% varētu būt saistīta ar pazemes ūdeņu pieplūdi .

Kaut arī barības elementu ienese kūdras augsnē ar atmosfēras nokrišņiem un putekļiem tiek vērtēta kā nenozīmīga (Röhrig, Bartsch, 1992), vācu ekologi uzskata, ka meža augsnes spēj nokrišņu ūdeņus būtiski ietekmēt ar savām mehāniskajam (struktūra) un ķīmiskajam (jonu koncentrācija, organiskie komponenti) īpašībām, kā arī ar sedimentācijas, nosēdināšanas, koagulācijas, robežvirsmu apmaiņas un mikrobioloģisko faktoru palīdzību.

Pastāv uzskats, ka nosusināšanas rezultātā notiekošās izmaiņas barības vielu režīmā izpaužas ne tikai elementu izskalošanā. Augsnes pārmitruma dēļ uzkrātajām nepietiekami sadalītajām augu atliekām iekļaujoties vielu apritē, mainās barības vielu daudzums augsnē un pastiprinās eitrofikācijas process (Laiviņš, 1998).

N. Priedītis (1999) raksta, ka pētījumi visdažādākajos apvidos mērenā klimata joslā liecina, ka nosusināšanas sekas mēdz būt izteikti negatīvas un pat bīstamas vielu apritei, īpaši gadījumos, ja kļūdaini noteiktas ūdensšķirtņu joslas, vai ja, līdz ar nosusināšanas ietekmi, iestājas ķēdes reakcija reģiona vides struktūras maiņā.

Zemsedzes augu sugu sastāva izmaiņas pēc nosusināšanas ir nenovēršams un likumsakarīgs process. Pirmkārt, izzūd mitrumprasīgās sugas. Ievērojami mazāk izzināta sfēra ir šo sugu barības vielu režīms. Arī Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā kopš 1974. gada tiek novēroti tādu zemsedzes augu, ka *Pyrola rotundifolia* L. un *Luzula pilosa* (L.) Willd. minerālās barošanās režīma traucējumi, izsaucot šiem augiem hlorozi (Аболинь, 1977). Vienlaikus, pēdējo gadu desmitu laikā, stacionāra teritorijā konstatēta līdz šim mazpazīstamā nitrofilā sūna *Tayloria tenuis* (With.) Schimp.

Daļa elementu (skābeklis, slāpeklis, ogleklis) pārsvarā plūst starp organismiem un atmosfēru, citi, piemēram, fosfors, kālijs un magnijs – pārvietojas apmaiņā starp organismiem un augsni. Iznese no ekosistēmām ietver izskalošanās, erozijas un denitrifikācijas elementu plūsmas, kā arī citus zudumus gāzu un molekulārā veidā. Arī apsaimniekotās ekosistēmās novāktā biomasa ir uzskatāma par vielu iznesi (Röhrig, Bartsch, 1992).

F. Bēze (Beese, 1987) uzskata, ka nevienai meža ekosistēmai līdz šim visus atsevišķos procesus saturoša slāpekļa aprite vēl nav noteikta. Grūtības, pēc autora domām, pamatojas uz to – kā kvantitatīvi noteikt visas slāpekļa plūsmas iekšā un ārā no ekosistēmas? To pašu, runājot par ūdenstilpnēm, apstiprina arī A. Zīverts u. c. (1996), uzskatot, ka ikviena ūdens objekta biogēno

elementu aprites pētījumi ir metodiskā ziņā īpaši sarežģīti, jo problēmas rada kā šo elementu ieneses un izneses noteikšana, tā arī to akumulācijas novērtēšana. Svarīga pēc autoru domām ir arī barības elementu apmaiņa starp ūdeni (augsnī) un atmosfēru, kas parasti netiek ievērota, un kurai varētu būt nozīmīga loma slāpekļa aprites novērtēšanā.

Kūdras augsnēs nozīmīga loma vielu aprītē varētu būt organisko vielu sadalīšanās (oksidācijas) un elpošanas (respirācijas) procesiem. Kā uzskata H. Ellenbergs u. c. (Ellenberg, Mayer, Schauermann, 1986), tad enerģijas patēriņš elpojot ir viens no savā ziņā visvieglāk mērāmajiem parametriem un nozīmīgākā enerģijas zudumu daļa ekosistēmā. Noteiktu dzīvnieku grupu un populāciju, sēņu, mikroorganismu elpošana ir labi piemērota salīdzinošai vielu apmaiņas noteikšanai vai aptuvenai organiskās vielas sadalīšanās novērtēšanai, lai salīdzinātu dažādas ekosistēmas.

Līdz šim pasaulē veikti daudzi plaši vielu aprites pētījumi. Vairāk uzmanības veltīts tieši slāpeklim – kā ekoloģiski nozīmīgākajam biogēnajam elementam. Pētījumos, kas veikti lapu koku mežos ASV un Vācijā, summārā slāpekļa gada iznese sastādīja no 3.1 līdz 13.9 kg ha⁻¹, gada ienese no 6.9 līdz 28.4 kg ha⁻¹, t.i., līdzsvars bija pozitīvs – no 2.9 līdz 22.4 kg ha⁻¹ (Melillo, 1981). Šajos pētījumos vēl konstatēts, ka lapu koku mežos vairāk nekā 90 % slāpekļa, kas tiek uzturēts ekosistēmā, sakoncentrēts meža nobirās un augsnes minerālajā slānī, pie tam augājā, kur slāpekļis bioloģiski saistīts, un tikai < 2 % augsnē – neorganiskajā formā (parasti NH₄⁺ veidā). Kopējie gada uzkrājumi lapu koku mežos sastāda 4 - 14 kg ha⁻¹, bet kopā ar molekulārā slāpekļa fiksāciju – līdz 75 kg ha⁻¹. Slāpekļa pārvietošanās no atmirstošajiem augiem uz daudzgadīgajiem, pēc autora aprēķiniem, sastāda 35 - 50 kg ha⁻¹ slāpekļa gadā, bet ienese augsnē ar ikgadējām nobirām - no 6 līdz 91 kg ha⁻¹, ar sakņu izdalījumiem – tikai 1 kg ha⁻¹ a⁻¹. Atzīmēts arī, ka iznese ar ūdensteci no ekosistēmas sastāda 8.2 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Zviedrijas mežos veiktie pētījumi (Nömmik, 1983) liecina par sekojošu slāpekļa bilanci meža ekosistēmā: 1) slāpekļa piegāde ar atmosfēras nokrišņiem – 6 kg ha⁻¹ a⁻¹; 2) slāpekļa fiksācija – 0.5 kg ha⁻¹ a⁻¹; 3) slāpekļa piegāde ar mēslojumu – 0.8 kg ha⁻¹ a⁻¹; 4) izskalošanās ar virszemes noteci – 1.3 kg ha⁻¹ a⁻¹; 5) iznese ar koksni pie kopšanas cirtēm un kailcirtēm (rēķinot uz 100-gadīgu apriti – 0.9 kg ha⁻¹ a⁻¹). Noslēgumā secināts, ka ekosistēmā ikgadus akumulējas 5.1 kg slāpekļa uz ha.

Veicot pētījumus saistībā ar vielu apriti nosusinātajos mežos, mežsaimniecībai svarīgs ir jautājums par to vai nosusināšana noplucina kokaugu minerālās barošanās iespējas pašreizējā mežsaimnieciskā cikla aprites laikā un turpmākajiem cikliem. Šim nolūkam jāiegūst pēc iespējas dziļāka izpratne par vielu apriti un procesiem augsnē.

ENERĢIJAS APRITE

Pēc vispārpieņemtās definīcijas enerģija ir kvantitatīvs materiālu ķermeņu un sistēmu kustības un mijiedarbības mērs, kas kopīgs visām matērijas kustības formām. Otrais termodinamikas likums nosaka: visas sistēmas patvaļīgi virzās no sakārtota stāvokļa uz mazāk sakārtotu (uz haosu). Taču dzīvie organismi, kuri aug, attīstās un atjaunojas, šķiet, apiet šo likumu (Steigen, 1993).

Enerģija nozīmē ķermeņa vai sistēmas spēju veikt darbu. Kā enerģijas mērs tādēļ izmantojama darba definīcija (spēks x ceļš). Darba kā enerģijas absolūtais mērs ir *džouls* (J; $1\text{kg} \times 1\text{m}^2 \times 1\text{s}^{-2}$). Bieži tiek izmantots arī *kilodžouls* (kJ; 10^3 J). Daudzās publikācijās kā enerģijas mērvienība lietota *kalorija* ($1\text{cal} = 4,1855$ J; $1\text{kcal} = 4,1855$ kJ) (H.T.Odum, 1957; E.P. Odum, 1962; Whittaker, 1975; Kimmins, 1997).

Organismi arī ir termodinamiskas sistēmas, kas spēj eksistēt tikai tad, ja pastāvīgi saņem enerģiju, bet visas dzīves laikā tie kopumā zaudē mazāk enerģijas, nekā ir uzņēmuši. Šo enerģijas starpību organismi izmanto augšanas un vairošanās procesos. Augi un dzīvnieki patērē ķīmisko enerģiju, lai mazinātu haosu savā organismā. Taču tas ir iespējams tikai uz ārējā haosa palielināšanas rēķina. Tādējādi entropijas (haosa) palielināšanās tiek pārnesta no sava organisma uz apkārtējo vidi. Uzņemtā barība tiek pārstrādāta, derīgās uzturvielas izlietotas jaunu vielu sintēzei, bet nevajadzīgais no organisma tiek izvadīts. Arī producētais siltums daļēji aizplūst apkārtējā vidē. Organismam aizejot bojā, kārtību uzturošā enerģijas plūsma apstājas.

Saules izstarotās radiācijas plūsma ir galvenais (bet ne vienīgais) enerģijas avots, kas nodrošina vielu apriti un dzīvības norises Zemes biosfērā. Liela baktēriju grupa enerģiju iegūst oksidējot dažādus minerālus un ķīmiskos elementus (slāpekli, sēru, dzelzi, mangānu). Tie izmanto enerģiju, kas rodas noārdot olbaltumvielas. Denitrificējošās un sulfātreducējošās baktērijas reducē oksidēto slāpekļa formu līdz brīvam slāpeklim un sēru līdz sērūdeņradim. Citi mikroorganismi oksidē sērūdeņradi un sēru, veic nitrifikāciju, kurā oksidē slāpekļa savienojumus, pārveido tos par nitrātiem, uzkrāj sevī dzelzi un mangānu (Liepa, Mauriņš, Vimba, 1991).

Līdz Zemes virsmai nonāk apmēram 21.37×10^{23} J Saules starojuma enerģijas. Daļa no saņemtās enerģijas darbina fiziskos un ķīmiskos procesus hidrosfērā, atmosfērā un litosfērā (izraisa gaisa un ūdens masu cirkulāciju, iežu sadēdēšanu, ūdens iztvaikošanu, gāzu apmaiņu, minerālu izšķīšanu utt.). Taču lielākā daļa pieplūstošās enerģijas izkļiedējas siltuma veidā un atstarojas no Zemes virsas. Gadā vidēji līdz 0.8% no šīs enerģijas kopējā daudzuma tiek izmantoti fotosintēzei (Liepa, Mauriņš, Vimba, 1991).

Atšķirībā no vielu aprites, enerģijas plūsma ir neatgriezeniska. Visās dzīvības norisēs neizbēgamie siltuma zudumi izdalās no ekosistēmas, kas saskaņā ar otro termodinamikas likumu, ir atklāta jeb vaļēja sistēma. Tās eksistencei ir nepieciešama enerģijas un matērijas pieplūde no

ārienes un dzīvības procesos izdalīto vielu un siltuma enerģijas izvadīšana ārpus sistēmas (Bušs, 1989).

Mistrotā lapu koku sugu mežaudzē Viduseiropā pēc M. Runges (Runge, 1973) rīcībā esošās informācijas lielākā daļa no mežā nonākušā Saules starojuma enerģijas ($628 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) tiek pārveidota siltumā un kalpo pirmkārt ūdens iztvaikošanai augiem transpirējot.

INFORMĀCIJAS APRĪTE

Neliels enerģijas patēriņš spēj nodrošināt milzīgu informācijas apjomu. Tā, piemēram, organismi producenti, izmantojot savu biotisko informāciju, veic organisko vielu sintēzi, patērējot simtkārt un tūkstoškārt mazāku enerģiju nekā rūpniecības uzņēmumi attiecīgās vielas sintēzei. Izvirzītas vairākas koncepcijas par kosmosa un biosfēras informatīvo mijiedarbību. Tomēr, kā uzsvēruši I. Liepa, A. Mauriņš un E. Vimba (1991), tad relatīvi maz vēl ir izpētītas informatīvās saites starp ekosistēmām un biosfēras komponentiem. Taču ir skaidrs, ka informācijas plūsmām ir ļoti būtiska loma biosfēras funkcionēšanā un evolūcijā. Pateicoties lielākai vides daudzveidībai, organismi saņem no tās bagātīgāku informācijas plūsmu. Līdz ar to palielinās organismu mainība, pieaug evolūcijas tempi. Informatīvā ietekme ir abpusēja: vides ietekmē dzīvās būtnes evolucionē un savukārt aktīvi pārveido vidi.

Informācijas materiālie nesēji ir dažādās struktūras vielas vai enerģijas (starojuma) sadalījumā (Brillonin, 1956). Viela un enerģija ir komplementārais pāris, kas veido reālās pasaules pamata substrātu. Savukārt entropija un informācija ir pāris, kas raksturo vielas vai enerģijas sakārtotības pakāpi.

Daudzu zinātnieku pievēršanos molekulārajai bioloģijai savulaik sekmēja austriešu fiziķa E. Šrēdingera (Schrödinger, 1945) darbi. Viņš ieviesis t. s. negentropijas jēdzienu, t. i. entropijas pieaugumu ar pretēju zīmi, t. i., sistēmas pāreju no varbūtīgāka uz mazāk varbūtīgu stāvokli:

$$\Delta I = -\Delta S = -k \ln W_2 / W_1$$

kur ΔI – negentropijas pieaugums, ΔS – entropijas pieaugums, k – Bolcmana konstante, W_2 – sistēmas varbūtīgāks stāvoklis, W_1 – sistēmas mazāk varbūtīgs stāvoklis.

Šādā pārejā pieaug sistēmu raksturojošā informācija, tās informācijas daudzums. Tādējādi negentropijas pieaugums ir ekvivalents informācijas pieaugumam, t. i., negentropija faktiski ir identiska informācijai. Negentropijas pieaugums vai – atbilstoši – entropijas samazināšanās dzīvajās sistēmās būtībā nozīmē sakārtotības palielināšanos nesakārtotā vidē.

Jau sešdesmitajos gados tika aptuveni novērtēts informācijas daudzums, ko satur visvienkāršākā *E. coli* baktērijas šūna (Setlow, Pollard, 1962). Atklājās, *E. coli* baktērija satur apmēram 10^{12}

informācijas bitus, kas atbilst informācijas daudzumam, kādu satur pasaules lielāko bibliotēku grāmatu fonds.

Jaunākie pētījumi liecina, ka paralēli “vertikālai” ģenētiskās informācijas pārnesei no paaudzes uz paaudzi notiek arī efektīva DNS molekulu “horizontālā” pārnese starp baktērijām un eikariotām šūnām augu un dzīvnieku organismos (Montastersky, 1998). Mikroorganismi spēj ne vien izraisīt slimības, bet arī virzīt daudzšūnu organismu evolūciju. Lai gan daudzu pētījumu (Monod, 1971) rezultāti norāda, ka izmaiņas ģenētiskajā materiālā, DNS makromolekulu informatīvajā tekstā, notiek nejaušu stohastisku faktoru (radiācijas, ķīmisko mutagēnu u. c.) ietekmē, tomēr pēc jaunākajiem uzskatiem, jaunu sugu īpatņu veidošanos nosaka ne tik daudz stohastiskās mutācijas DNS molekulu ķēdēs, kā mikroorganismu informācijas masīvu inkorporācija (ieslēgšana) augstāku daudzšūnu organismu ģenētiskajā sistēmā (Montastersky, 1998).

Tikai atvērtība un informācijas apmaiņa var nodrošināt normālu attīstības gaitu. Noslēgtas sistēmas pakāpeniski deģenerējas. Šī likumsakarība ir kopēja gan viensūnas organismiem, gan to populācijām, kā arī ekosistēmām.

Kā raksta K. Bušs (1971), tad meža ekosistēmu dabiskās stabilizācijas gaitā bieži vien pakāpeniski samazinās informācijas apmaiņa starp ekosistēmu un apkārtējo vidi, bet palielinās informācijas apmaiņa sistēmas iekšienē. Ekosistēma kļūst neatkarīgāka no apkārtējās vides, samazinās tās produktivitāte, taču izveidojas ciešākas specifiskas saites starp ekosistēmas faunas un floras elementiem. Pirmatnējs, cilvēka neietekmēts skuju koku mežs, kas būtu uzskatāms par dabiskās veģetācijas stabilāko stadiju lielai Latvijas teritorijas daļai, īstenībā ir mazproduktīvs un priekšstats par tā faunas bagātību (izņemot dažas specifiskas sugas) mēdz būt stipri pārspīlēts (Bušs, 1971). Izmainot ekosistēmu dabisko gaitu, tiek apdraudēta to augu un dzīvnieku eksistence, kas ir atkarīgi no ekosistēmas iekšējām norisēm, tas ir, informācijas apmaiņas sistēmas ietvaros. Jo tālāk ir pavirzījies pārpurvošanās process, jo apdraudēto sugu ir vairāk.

Racionāli apsaimniekots mežs dod ievērojami lielāku un augstvērtīgāku koksnes ražu, kā arī nodrošina iztiku arī lielākam dzīvnieku skaitam. Kā raksta K. Bušs (1989), tad meža ekosistēmas līdzsvars nav nemainīgs stāvoklis, gluži otrādi – nemitīgās visu elementu svārstības ierosina regulējošo atgriezenisko saišu darbību un veicina sistēmas noturēšanos zināmā līdzsvara joslā.

Kā raksta K. Bušs (1989), tad informācijas teorijas izmantošana sakaru tīkla un skaitļošanas tehnikas jomās ir vainagojusies ar lieliem panākumiem, jo šajās nozarēs nav nozīmīgs informācijas saturs un kvalitāte, kam ir izšķiroša nozīme bioloģiskajās sistēmās. Ekosistēmā turpretim dažādu elementu īpatsvars un to savstarpējās mijiedarbības raksturs krasi atšķiras. Nozīmīgākās ekosistēmas sastāvdaļas raksturo t. s. centrālie elementi. Tie apraksta galvenokārt tādas augsnes un kokaudzes īpašības, kuru izmaiņas krasi ietekmē meža uzbūvi un dzīvības

norises. Krūmu stāva un zemsedzes pazīmju īpatsvars jau ir zemāks, bet dažu faunas elementu iztrūkums gan noplicina ekosistēmas genofondu, bet jūtami neietekmē tās darbību. Nozīmīgākie priekšnoteikumi meža ekosistēmu stabilitātes nodrošināšanā ir galveno koku sugu atbilstība videi un noturība pret dažādiem nelabvēlīgiem faktoriem (Bušs, 1989).

1.3. SISTĒMAS BIOMASAS PRODUKTIVITĀTE

Produktivitāte ir vissvarīgākais dabas sistēmu rādītājs (Whittaker, 1975). Meža ekosistēmā galvenā loma ir kokaudzei, kas ražo vislielāko organiskās masas daudzumu, taču tajā bez kokiem ir vēl simtiem citu augu un dažādu dzīvnieku sugu. Krūmi un zālaugi īslaicīgi sakuplo tikai pēc tās nociršanas vai nopostīšanas. Nemainīgos ārējās vides apstākļos ilgākā laika posmā izveidojas ļoti stabilas meža ekosistēmas, kas šajā stāvoklī tiecas atgriezties arī pēc daļējas vai pilnīgas nopostīšanas (kokaudzes nociršana, meždegas, lauksaimnieciskā izmantošana), ja vien ārējā vidē nav notikušas neatgriezeniskas pārmaiņas (Bušs, 1971).

Organisko vielu sintēzē atbrīvojas skābeklis, kuru savukārt izmanto elpošanai dzīvnieki un citi aerobie organismi. Asimilātus kokaudze izlieto galvenokārt elpošanai un citu dzīvības procesu nodrošināšanai.

Meži Latvijas teritorijā pamatā pieskaitāmi boreālo mežu makroekosistēmai. Pēc H. Līta un R.H. Vitekera (Lieth, Whittaker, 1975) datiem, piemēram, boreālā skujkoku meža primārā neto produkcija ir vidēji 800 g/m^2 gadā jeb 8 tonnas uz hektāru gadā, bet biomasa vidēji – 200 tonnas uz hektāru. Pastāv arī informācija par vēl citiem vidējiem boreālā meža produktivitātes veidiem (Whittaker, Likens, 1973; Woodwell, Pecan, 1973): boreālie meži no planētas teritorijas aizņem $12 \times 10^6 \text{ km}^2$ lielu teritoriju, to zaļajā masā akumulēts 36×10^6 tonnas hlorofila, lapu/skuju virsma aizņem $144 \times 10^6 \text{ km}^2$ lielu teritoriju, detrita masa sasniedz 48×10^9 tonnas, dzīvnieki patērē 380×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku veidotā produkcija – 38×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku biomasa – 57×10^6 tonnas. Mērenās joslas lapu koku meža makroekosistēmā minētās vērtības ir sekojošas: teritorija - $7 \times 10^6 \text{ km}^2$, hlorofila daudzums - 14×10^6 tonnas, lapu/skuju virsma - $35 \times 10^6 \text{ km}^2$, detrita masa - 14×10^9 tonnas, dzīvnieki patērē 420×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku veidotā produkcija – 42×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku biomasa – 110×10^6 tonnas. Purvu makroekosistēmu pēc autoru (Whittaker, Likens, 1973; Woodwell, Pecan, 1973) rīcībā esošās informācijas dotās vērtības ir sekojošas: teritorija - $2 \times 10^6 \text{ km}^2$, hlorofila daudzums - 6×10^6 tonnas, lapu/skuju virsma - $14 \times 10^6 \text{ km}^2$, detrita masa - 5×10^9 tonnas, dzīvnieki patērē 320×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku veidotā produkcija – 32×10^6 tonnas gadā, dzīvnieku biomasa – 20×10^6 tonnas.

Dabā norisinās nemītīgs atmiršanas un atjaunošanās process. No tā ir atkarīga ekosistēmu labklājība un evolūcijas ievirze. Ļoti nozīmīga ir organisko atlieku noārdīšana un mineralizēšana, jo pēc tam tās atkal piedalās vielu apritē. Organisko atlieku noārdīšanā piedalās daudzas sugas, sākot ar maitēdājiem un beidzot ar sēnēm, baktērijām un vīrusiem. Skujkoku atlieku noārdīšanā galvenā loma mēdz būt sēnēm, bet lapkoku – sliekām un baktērijām. Latvijas klimatiskajos apstākļos meža ekosistēmām ir raksturīga ne vien pakāpeniska organiskās masas produkcijas samazināšanās, bet arī tās bioloģiskās pārstrādes apsūkums. Šī procesa sākumā daļa no saražotās organiskās masas uzkrājas augsnes virskārtā kā jēlkūdras slānis, kuru augsnes mikroorganismi tikai daļēji spēj pārstrādāt augiem uzņemamā formā un no jauna iesaistīt barības vielu apritē. Nelabvēlīgos ūdens režīma apstākļos sāk veidoties kūdras slānis un ievērojama organiskās masas produkcijas daļa tiek ilgstoši iekonservēta un izslēgta no ekosistēmas. Pārpurvošanās rezultātā krasi samazinās meža produktivitāte (Bušs, 1971). Jau kopš 19. gadsimta sākuma Latvijas teritorijā ar meliorācijas pasākumiem mēģināts uzlabot slapjo mežu un purvu produktivitāti. Skuju koku audžu koksnes masas pieaugums meliorētajās platībās vidēji palielinās 3-4 reizes, un krasi uzlabojas iegūstamo kokmateriālu kvalitāte. Bez tam starpizmantošanas cirtēs šādās audzēs vēl papildus var iegūt ap 150 m³ koksnes no hektāra (Bušs, 1971).

Mežaudžu augšanas gaita vienmēr ir bijusi viens no galvenajiem mežzinātnes izpētes objektiem. Daudzās monogrāfijās, zinātniskajos žurnālos un konferenču materiālos ir atrodami dati par audžu produktivitātes paaugstināšanos pēc nosusināšanas. Tomēr nosusināto mežaudžu attīstība saistībā ar meža hidroloģiju un vielu apriti ekosistēmā vēl joprojām ir maz izziņāta.

Pastāv uzskats, ka koku augšanas gaitu var limitēt kāds noteikts faktors (Fritts, 1987). Ekosistēmas raksturo un to funkcionēšanu nodrošina daudzi iekšējie un ārējie parametri (Bušs, 1989). Par iekšējiem parametriem uzskata tādus, kuri zaudē jēgu vai arī to skaitliskās vērtības ir vienādas ar nulli līdz ar ekosistēmas izzušanu. Tādi ir, piemēram, kokaudze, zemsedzes augi un raksturīgais humusvielu sastāvs augsnē. Savukārt ārējie parametri ekosistēmas izzušanas gadījumā saglabā savu jēgu un nav vienādi ar nulli. Pie tādiem pieskaitāmi gan t.s. pārdalītājfaktori, piemēram, atrašanās vieta, reljefs, ekspozīcija, ģeoloģiskā uzbūve u.c., gan galvenie ieejas elementi: radiācija (gaisma, siltums), ogļskābās gāzes un skābekļa saturs gaisā, ūdens, minerālās barības vielas. Raksturojot ārējās vides ietekmi uz mežaudzes parametriem, tajā skaitā arī uz ikgadējo pieaugumu, parasti tiek izmantoti galveno ieejas elementu mērījumi.

Kā galvenie mainīgie lielumi, kas nosaka mežaudzes produktivitāti, literatūrā tiek minēti augšņu ūdens režīms un minerālo barības vielu saturs. Mazāk nozīmīgs rādītājs, piemēram, ir vidējais augsnes mitrums, bet liela loma ir ekstrēmiem gadījumiem, kad koku sakņu spurgaliņas vai nu iekalst, vai arī applūst ar ūdeni, nesaņem skābekli un jau pēc dažām dienām sāk atmirt. Zaudēto aktīvo sakņu atjaunošana ievērojami samazina mežaudžu produktivitāti (Bušs, 1987). Tādēļ

purvi un pārmitrie meži ir savdabīgs objekts dendrohronoloģiskajiem pētījumiem, jo pieņemts uzskatīt, ka koku pieaugumu šeit nosaka galvenokārt augsnes mitrums. Meteoroloģisko faktoru ietekmi uz priedes radiālo pieaugumu viens no pirmajiem Latvijā ir pētījis E. Špalte (1975), secinot, ka koksnes ikgadējo pieaugumu par 84% nosaka meteoroloģisko faktoru iedarbība. Zinātnieki konstatējuši, ka noteiktā laika posmā iespējams izdalīt tā dēvētos aktīvos periodus, jeb laika intervālus, kuros biosistēma ir īpaši jutīga pret kāda faktora ietekmi (Лиєпа, Пospелова, Клавиня, 1986). Autori norāda, ka temporālā struktūra ar maz izteiktiem aktīvajiem periodiem raksturīga stabilam ekosistēmas stāvoklim – mežaudzei klimaksa stadijā.

Sastopami arī atšķirīgi vērtējumi. Pētījumi par priedēm purva un meža saskares joslās liecina, ka koksnes pieaugums visai atšķirīgi reaģē uz vienu un to pašu meteoroloģisko faktoru ietekmi (Zālītis, Bambe, 1991).

Kā uzskata K. Bušs (1989), tad mērķis vienlaicīgi palielināt meža produktivitāti un stabilitāti nav iespējams – stabilas audzes nav produktīvas. Tādēļ mežkopji mērķtiecīgi samazina kokaudžu stabilitāti un palielina to produktivitāti. Koksnes produktivitātes kāpinājums tiek sasniegts, savlaicīgi nocērtot pāraugušās un pieaugušās audzes, izveidojot slēgtas vērtīgu koku sugu audzes, meliorējot augsni utt.

1.4. BIOĢĒNO ELEMENTU LOMA MEŽA EKOSISTĒMĀ

Jebkura meža ekosistēma veidota no trīs pamatkomponentiem, t. i., no augiem, augšanas apstākļiem un dzīvajiem organismiem. Mežu ekoloģijā pieņemts raksturot vertikālā griezumā, nodalot: kokaudzi, paaugu, pamežu un zemsedzi. Augšanas apstākļus raksturo arī augsne. Meža ekosistēmas ietvaros ietilpst augsnes daļa – līdz 30-40 cm dziļumam, t. i., dziļumam, kādā sniedzas kokaugu aktīvās saknes. No mežsaimniecības viedokļa lielākā uzmanība veltāma meža ekosistēmas galvenajam producentam – kokaudzei. Mūsdienās jau ir noskaidrots, ka augi satur gandrīz visus tos elementus, kuri ir konstatēti augsnē.

Deviņdesmit pieci procenti no augu sausnes masas sastāva ieņem ogleklis, ūdeņradis, skābeklis un slāpeklis. Elementi – fosfors, sērs, kālijs, kalcijs, magnijs (makroelementi), kā arī silīcijs, alumīnijs, nātrijs un hlors kopā sastāda 4%, bet mikroelementi (dzelzs, mangāns, cinks, varš, molibdēns un bors) – 1%. Svarīgāko barības elementu daudzums augā samazinās secībā – N, K, Ca, P, Mg (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Pēc citiem datiem (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998) makroelementu sastopamība dilstošā secībā pēc to daudzuma augā ir sekojoša: N, K, Ca, Mg, P un S. Papildus tiek minēts arī Na kā nozīmīgs elements halofītiem un dažiem C₄-augiem, kā arī daudzu citu augu augšanai izmantojams elements.

1.4.1. Slāpeklis

Stabilu divatomu molekulu N_2 veidā slāpeklis atrodas gaisā (tilpumdaļa 78,09%), Zemes atmosfērā sastādot masu $3,86 \times 10^{15}$ tonnas (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997). Pēc V. Larhera (Larcher, 1980) datiem slāpeklis biosfērā sadalās sekojošā veidā: 99,4% no tā atrodas atmosfērā, 0,5% hidrosfērā, 0,05% augsnē un 0,0005% biomasā. Slāpeklis ir iesaistīts divos aprites ciklos: 1) aprite starp atmosfēru un augsni (sastāda apmēram 5% no kopējās slāpekļa aprites); 2) aprite: auga barošanās – nitrātu reducēšana augā – amonifikācija organiskajai vielai sadaloties – nitrifikācija (sastāda apmēram 95% no kopējās aprites). Slāpekļa rezerves otrā veida apritei veido augsnes organiskajā vielā (humusā) saistītais N, kas visas pasaules mērogā sastāda 3×10^{11} tonnas (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997).

Slāpeklis ir visu augu un dzīvnieku olbaltumvielu sastāvdaļa. Svarīguma ziņā slāpeklis augu sausnes masā atrodas ceturtajā vietā aiz oglekļa un ūdens elementiem (ūdeņraža un skābekļa) (Sitte, Ziegler, Ehrendorfer, Bresinsky, 1998). Tas veido apmēram 18% no proteīnu svara. Slāpekli augi parasti uzņem nitrātu formā, retāk kā NH_4^+ vai N_2 . Organisko savienojumu (aminoskābes, proteīni, nukleīnskābes, koenzīmi u.c.) sastāvā tas atrodas reducētā formā. Zaļajos augos apmēram puse no visa auga slāpekļa un 70% no lapās atrodošā slāpekļa atrodas auga lapu hloroplastos. Parasti augā tikai 10-20% vai mazāk slāpekļa sastopams brīvā nitrātu vai amonija jonu formā. Dažiem augiem (piemēram, nitrofilajiem *Chenopodium album* un *Urtica dioica*) nitrāti ir iekļauti arī šūnūlā, tādējādi tiem ir nozīmīga loma jonu bilancē un osmoregulācijā.

No visiem auga barības elementiem veģetācijas periodā slāpekļa satura svārstības augā ir vislielākās. Veģetācijas perioda sākumā slāpeklis visvairāk uzkrājas jaunajās skujās (lapās) (Mangalis, 1989).

Atmosfēras slāpeklis parastos apstākļos ir ķīmiski neaktīvs, jo tā molekulā ir trīs nepolāras kovalentas saites. Brīvo atmosfēras slāpekli augi tiešā veidā uzņemt nespēj. Atmosfērā virs katra zemes virsmas hektāra ir aptuveni 70 tūkst. tonnu slāpekļa, kurš lielākajai daļai augu nav izmantojams. Augiem ir pieejamas galvenokārt slāpekļa minerālās formas, kas radušās pēc organisko vielu sadalīšanās, zibens izlādes laikā, vai baktērijām fiksējot atmosfēras slāpekli. Turpretī dzīvnieki barojas ar organiskā slāpekļa savienojumiem.

Notiek nepārtraukta slāpekļa apmaiņa starp ekosistēmām un atmosfēru. Kā raksta C.E. Mortimers (Mortimer, 1996), tad negaisa laikā zibens izlādē notiek reakcija starp atmosfēras slāpekli un skābekli, izveidojot slāpekļa monooksīdu (NO), kurš tālāk atkal reaģē ar skābekli, izveidojot slāpekļa dioksīdu NO_2 . Tas, savukārt, reaģējot ar ūdeni, veido slāpekļskābi (HNO_3). Slāpekļskābe kopā ar nokrišņu ūdeni nonāk augsnē, kur pēc tās neitralizēšanas, piemēram, ar kaļķi ($CaCO_3$), rodas nitrāti. Ar nokrišņu ūdeņiem augsnē nokļūst vidēji apmēram 3-5 kg slāpekļa uz hektāra gadā.

Slāpekļa saturs augsnes minerālajā daļā ir ļoti niecīgs. Augsnes virskārtā 90-95% no slāpekļa ir saistīts organiskajā vielā, proti, aminoskābju polimērajā formā (30-40%), aminocukuros (5-10%) un savienojumos ar heterociklisku gredzenu struktūru (Stevenson, 1982).

I. Mangalis (1989) norāda, ka apmēram 20 cm biežā aramkārtā trūdvielām bagātā augsnē var būt līdz 600 kg slāpekļa uz hektāra. Izpētīts, ka jaunie kokaugi no šī daudzuma izmanto ne vairāk kā 2-3%. V. Klāsens un V. Šteinberga (1987) atzīmē, ka bioloģiski saistītā slāpekļa daudzums augsnē var būt apmēram 8000 kg uz hektāra – galvenokārt saistīts dažādos dzīvajos organismos. Slāpeklis augam uzņemamā veidā augsnē neuzkrājas. Kokaugi to spēj sekmīgi uzņemt un izmantot tad, ja augsnē pietiekamā daudzumā ir pārējie barības elementi, it īpaši fosfors, un pastāv normāls augsnes siltuma un mitruma režīms. Kā atzīmē I. Mangalis (1989), tad slāpekļa uzņemšana nenotiek, ja augsnes temperatūra ir zemāka par +5°C. V. Kāposts un R. Saceniņš (1981) norāda, ka slāpekļa trūkums kokaugiem izraisa skuju (lapu) dzeltēšanu, veģetatīvo orgānu izmēru un masas samazināšanos. Kokiem ir mazi pieaugumi un pavājināts zarojums. Sēklas tiek ražotas ar lieliem pārtraukumiem un to raža ir maza. Augiem ir saīsināts veģetācijas periods. Pumpuri uzplaukst vēlāk, bet rudenī lapas ātrāk nodzeltē un nobirst.

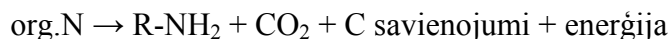
Kokaugu sakņu sistēmu augsnē aptver sāļu šķīdums. Visi barības sāļi sadalās fizioloģiski skābos, fizioloģiski sārmainos un fizioloģiski neitrālos. Piemēram, fizioloģiski skābs ir sērskābes amonijs $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, no kura augā lielā daudzumā ieplūst katjons, bet anjons sakrājas barības šķīdumā un pastiprina vides skābumu. Kā fizioloģiski sārmaina sāļa piemērs var noderēt nātrija salpetris NaNO_3 , no kura augā ieplūst anjons, bet katjons paliek šķīdumā, pastiprinot vides sārmainumu. Savukārt, kā fizioloģiski neitrālu sāļu piemērs var noderēt kālija salpetris KNO_3 un magnija sulfāts MgSO_4 , no kuriem augā ieplūst tiklab anjons, kā katjons, tāpēc skābums nemainās.

Augsnē slāpeklis ir pakļauts daudzām pārvērtībām, tas būtiski ietekmē attiecīgās ekosistēmas biomasas produktivitāti, var veicināt virszemes ūdeņu eutrofikāciju un radīt problēmas ar dzeramajam ūdenim paredzēto gruntsūdeņu kvalitāti, slāpekļa gāzveida savienojumi atrodas mijiedarbībā ar atmosfēru.

1.4.1.1. Amonijs

Augsnes organisko vielu slāpekli (augu atliekas un humusu) augi izmanto tikai pēc tam, kad augsnes baktērijas to pārvērš neorganiskā formā. Šis process iekļauj sevī vairākus posmus, kuru rezultātā izveidojas *amonjaks* (NH_3) un tā sāļi (amonifikācija). Notiek olbaltumvielu, ogļhidrātu, lignīna, miecvielu, lipīdu un darvvielu lielmolekulu hidrolīze, pārvēršot tos vienkāršākos starpproduktos (Mežals, 1980). Šo hidrolīzi katalizē dažādu heterotrofo organismu (baktērijas, sēnes, protozoji) enzīmi. Organiskā viela mikroorganismiem nepieciešama elpošanas enerģijai, bet slāpeklis, ogleklis un citi barības elementi – šūnu sintēzei (Schachtschabel, Blume, Brümmer

et. al., 1998). Amonifikācijas procesā vispirms notiek makromolekulu (proteīnu, nukleīnskābju, aminopolisaharīdu) proteolītiska sašķelšana un tam sekojoša dezaminācija pēc šādas shēmas (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997):



Aerobos apstākļos amonifikācijas procesa galaprodukti ir amonjaks, oglekļa dioksīds (CO_2), ūdens (H_2O), sērūdeņradis (H_2S), t. i., olbaltumvielas tiek mineralizētas pilnīgi, bet anaerobos apstākļos notiek tikai daļēja aminoskābju sadalīšanās starpproduktu oksidēšana, vidē uzkrājas amonjaks, CO_2 , dažādas organiskas skābes, spirti, amīni u. c. organiski savienojumi (Klāsens, Šteinberga, 1987).

Amonjaks jeb ūdeņraža nitrīds ir slāpekļa savienojums ar ūdeņradi. Tā molekulā ir trīs kovalentās saites un viens nedalīts elektronu pāris, kas pēc donorakceptora mehānisma var veidot ceturto kovalento saiti. Amonjaks saista protonus, veidojot *amonija* jonu NH_4^+ . Tam ir pozitīvs lādiņš. Slāpekļa N oksidēšanas pakāpe amonija jonā ir – III, bet vērtība 4. Amonjakam ir izteiktas bāziskas īpašības: tas reaģē ar skābēm, veidojot neitrālos un skābos amonija sāļus (piemēram, NH_4Cl , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$). Olbaltumvielu amonifikāciju veic *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Clostridium* u. c. ģinšu baktērijas (Klāsens, Šteinberga, 1987).

Augsnes mikrobioloģijas pamatlicējs S. Vinogradskis (Виноградский, 1952) aprakstījis atmosfēras slāpekļa fiksācijas procesu, ko veic augsnes baktērijas, piemēram, *Clostridium pasteurianum*, *Azotobacter chroococcum* u.c. Šajā procesā N_2 molekula tiek reducēta ar to ūdeņradi, kas rodas sviestskābajā rūgšanā, un izveidojas divas amonjaka molekulas. Augsnē brīvi dzīvojošie mikroorganismi sasista $5-15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ gadā}^{-1}$, gumiņbaktērijas – $30-40$ vai pat līdz $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ gadā}^{-1}$ slāpekļa.

Literatūrā atrodama informācija par biogēnas izcelsmes sekundāro minerālu – montmorillonītu, kas norāda uz slāpekļa sastopamību arī dziļākos augsnes slāņos (Виленский, 1957). Alumosilikātu dēdēšanas rezultātā radušies māla minerāli (montmorillonīti, nontronīti, ilīti) ir 2:1 tipa (SiO_4 tetraedrs – AlO_6 oktaedrs - SiO_4 tetraedrs) negatīvi lādēti minerāli ar hidratizētiem katjoniem minerālu elementārslāņu starptelpās. Hidratizācija un starpslāņu telpu lielums atkarīgi no augsnes mitruma. Amonija joni, pateicoties māla minerāla negatīvajam lādiņam, tiek tik stipri piesaistīti minerāla tetraedru slāņa skābekļa gredzeniem, ka tie nestājas apmaiņas reakcijās ar neitrālo sāļu šķīdumiem un augu saknēm vairs nav viegli pieejami. Māla minerāla elementārslāņi savstarpēji cieši pievelkas un fiksētie amonija joni var atbrīvoties tikai dēdēšanas procesā. P. Šahtšabels (Schachtschabel, 1961) norādījis sekojošus fiksētā slāpekļa daudzumus dažādās augsnēs: piemēram, Vācijas lesa augsnēs $80-120 \text{ mg N kg}^{-1}$ un mālainās slapjās pļavās $150-850 \text{ mg N kg}^{-1}$.

Nereti pēc slāpekļa savienojumu izmantošanas koku sugas iedala amonija un nitrātu koku sugās. Pastāv uzskats, ka skuju koku sējeņi un stādi labāk nekā lapu koki izmanto slāpekli no amonija sāļiem (Mangalis, 1989). Amerikāņu ekologs R. E. Riklefs (Ricklefs, 1976) uzskata, ka no visām slāpekļa formām augsnē, vēlamākais ir amonjaks vai amonija jons, tāpēc, ka to pārvēršanai organiskajos savienojumos augs patērē mazāk enerģijas, tomēr augstās koncentrācijās tas ir toksisks augu audiem.

Amonija izmantošanā ar augiem konkurē mikroorganismi. Konkurences iznākumu nosaka augsnē esošais viegli uzņemamo ogļhidrātu daudzums (attiecība C:N). Ja augsnē šīs attiecības ir pārāk plašas, t. i., pārākumā atrodas ogļhidrāti (piemēram, 100 : 1), tad strauji pieaug augsnes mikroorganismu skaits un to masa (Klāsens, Šteinberga, 1987). Augsnē esošo minerālo slāpekli mikroorganismi izmanto olbaltumvielu sintēzei savās šūnās (imobilizācija), un tā daudzums augsnē samazinās.

Amonijs, kā galvenā slāpekļa minerālā forma dominē purvainajās (kūdras) augsnēs. Šīs augsnes ir visai bagātas ar slāpekli, bet tas atrodas grūti šķīstošu savienojumu veidā (Яаншевска, 1977). Meža augsnēs dominējošais slāpekli saturošo vielu transformācijas process ir amonifikācija, jo nitrifikācijas procesus nomāc skābā augsnes reakcija. Z. Janševska izdarījusi analīzes nosusināta apmežota augstā purva kūdrā kādreizējā Inčukalna MRS Saulkrastu mežniecībā (Яаншевска, 1977). Kopējā slāpekļa daudzums nemēslotajos kontroles parauglaukumos sastādījis 1,1%. Amonija slāpekļa daudzums veģetācijas perioda laikā atsevišķos gados svārstījās robežās 15-20 mg/100g absolūti sausas augsnes. Maksimālais slāpekļa daudzums konstatēts jūlija mēnesī. Sakarā ar intensīvo kokaudzis un zemsedzes augu augšanu pats zemākais kustīgo slāpekļa formu saturs konstatēts maija beigās un jūnijā.

A. Orlovs (Орлов, 1966) Dienvidtaigas mežos Krievijā analizējis amonija slāpekļa daudzumu dažādu meža tipu augsnēs. Egļu tīraudzē velēnu vāji podzolētā augsnē augšējā 30 cm biežā slānī, kur izvietojušās ap 99% no visām egļu aktīvajām saknēm konstatēts 58 kg N-NH₄ uz hektāra. Divdesmit centimetri biežā stipri podzolētas augsnes slānī egļu audzē ar nelielu bērza piemistrojumu konstatēts 14 kg N-NH₄ uz hektāra. Savukārt 4 cm biežā slānī mitrā kūdrainā podzolētā glejotā augsnē egļu-bērzu audzē ar sfagniem zemsedzē konstatēts mazāk kā 3 kg N-NH₄ uz hektāra.

Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem Latvijā aktīvā slāpekļa (NH₄⁺) daudzums sakņu izplatības zonā priežu silā piejūras smiltāju audzēs nepārsniedz 10-15 g / m³ augsnes, bet priežu mētrājos un damakšņos, kas izvietojušies uz sandru smiltāju nogulumiem sasniedz 20-25 g / m³ augsnes. Uz mineraloģiski bagātiem sandru smiltis nogulumiem augošos priežu damakšņos aktīvā slāpekļa daudzums sakņu izplatības zonā ir ap 20-30 g / m³ augsnes. Egļu vēra augsnēs uz morēnu māla nogulumiem aktīvā slāpekļa krājumi sakņu izplatības zonā ir aptuveni 30-35 g / m³

augšnes. Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm aktīvais slāpekļis ir 65-70 g / m³ augšnes. Bērzu audzēs, kas Latvijas apstākļos parasti izveidojušās uz morēnu vai slokšņu māla nogulumiem ar velēnu podzolētajām augsnēm, neraugoties uz lielo trūdvielu un kopējā slāpekļa daudzumu, aktīvā slāpekļa savienojumu (NH₄⁺, NO₃⁻) krājumi ir nelieli. NH₄⁺ daudzums sakņu izplatības zonā ir vidēji ap 2,5 mg / 100 g augšnes. Atzīmēts, ka paaugstināts NH₄⁺ daudzums augsnē konstatējams agri pavasarī pēc sniega nokušanas. Atjaunojoties veģetācijas periodam, aktīvā slāpekļa krājumi augsnē strauji samazinās, sasniedzot minimumu maija beigās - jūnija sākumā.

Nozīmīgs ir arī jautājums par slāpekļa vielu nokļūšanu un daudzumu atmosfērā, kā arī to emisiju ekosistēmās ar nokrišņiem. Pēc P. Šahtšabela, H.P. Blumes, G. Brummera u.c. (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998) datiem globālā vidējā NH₃ koncentrācija atmosfērā ir ap 3 ppbv (3 nanogrami NH₃ 1 gramā gaisa). Zināms, ka augu lapas var uzņemt amonjaka slāpekli arī no gaisa, tomēr amonjaka un slāpekļa oksīdu daudzums atmosfēras gaisā ir pārāk niecīgs, lai to varētu uzskatīt par nozīmīgu augu barošanās veidu.

Konstatēts, ka vides piesārņojuma vielu lielākā daļa augsnē nonāk ar atmosfēras nokrišņiem: amonijs vairāk kā 90%, nitrāti – 60-70% (Laiviņš, Luļko, Frolova, 1996). Amonjaka gāze izgaro atmosfērā no bioloģiski aktīvām, kaļķi saturošām augsnēm. Īpaši liela NH₃ emisija konstatēta reģionos ar intensīvu lopkopību (piemēram, Ziemeļrietumvācijā un Holandē). Šādos reģionos paaugstinātas NH₃ emisijas ietekmē arī mežos notiek smilts augšņu paskābināšanās, kā arī nitrātu daudzuma palielināšanās gruntsūdeņos pat virs 50 mg NO₃ l⁻¹ (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Antropogēnās NH₃ emisijas apjomi, piemēram, novērtēti Vācijā 1990. gadā (Ammonia emission..., 1994), kad kopējā emisija bijusi 664 000 tonnas N-NH₃. No šī apjoma 79,9% sastādīja lopkopības izcelsmes emisija, 11,8% - slāpekļa minerālmēslojums, 0,2% - rūpniecības izmeši, 4,1% - lauksaimniecības kultūras un 8% - dažādas citas izcelsmes amonija slāpekļa emisija. Tehniskajā pārskatā minēti arī vidējie dati no 16 Viduseiropas valstīm. Arī šeit no kopējā emisijas apjoma – 4,016 x 10⁶ tonnas, lielākā daļa (73,7%) sastādīja lopkopības izcelsmes emisija.

Pēc Norvēģijas meteoroloģijas institūta rīcībā esošās informācijas pēdējos gados Latvijas teritorija ar pārrobežu pārnese saņem vairāk par 21 000 tonnām slāpekļa gadā. Slāpekļa emisijas kopapjoms 1993. gadā Eiropā bijis 21 miljoni tonnu (Agren, 1994; Elvingson, 1993; 1995; 1996). Mūsu valstī esošie uzņēmumi un autotransports veido tikai 3-5% no slāpekļa savienojumu augšnes piesārņojuma kopējā daudzuma (Vides piesārņojuma..., 1994; 1997).

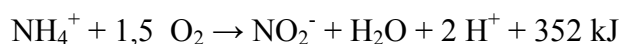
M. Laiviņš (1998) konstatējis, ka ar nokrišņiem visvairāk slāpekļa augu valstī un augsnē nonāk tieši amonija formā. Pēc viņa datiem, Latvijas vidējais amonija fons nokrišņos ir 5-6 kg ha⁻¹ ha⁻¹. Pēc P. Šahtšabela, H.P. Blumes, G. Brummera u.c. (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al.,

1998) rīcībā esošās informācijas Vācijā slāpekļa depoziāts sastāda 20-50 kg ha⁻¹ ha⁻¹ (50% N-NO_x un 50% N-(NH₃ + NH₄), bet rūpniecisko centru un lopkopības fermu tuvumā pat 100 kg N ha⁻¹ ha⁻¹. Holandē vidēji no atmosfēras augsnē nonāk 47 kg N ha⁻¹ ha⁻¹ (34% N-NO_x, 49% N-NH₃ un 17% N-NH₄). ASV centrālajos reģionos slāpekļa depoziāts līdzinās Latvijas apstākļiem un sastāda 5 ha⁻¹ ha⁻¹. Saskaņā ar M. Laiviņa (1998) novērojumiem pēdējos gadu desmitos Latvijā samazinās priežu mežu noturība. Tajos mainās augu sugu sastāvs un aizvien vairāk parādās priežu mežiem neraksturīgas sugas, kas konkurē ar priedi un tās pavadītājsugām zemsedzē. Ispējams, ka tas ir sekas vispārējai eitrofikācijai. E. Špalte (2002) konstatējis korelāciju, kas liecina, ka priedes defoliāciju samazina amonija pieplūduma augsnē samazināšanās.

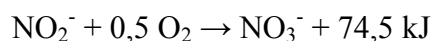
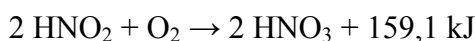
1.4.1.2. Nitrīti un nitrāti

Nākošais process slāpekļa apritē ir nitrifikācija, ko augsnē nodrošina prokariotiskie organismi, kas apvienoti speciālā – nitrificējošo baktēriju grupā. Nitrifikācijas process norisinās divās fāzēs (Виноградский, 1952):

- 1) amonjaka vai amonija jonu oksidēšana līdz slāpekļpaskābei (nitrītiem)



- 2) slāpekļpaskābes (nitrītu) oksidēšana līdz slāpekļskābei (nitrātiem)



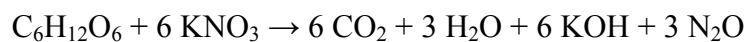
Pirmajā fāzē piedalās hemoautotrofās, obligāti aerobās *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus*, *Nitrosavbrio* un *Nitrospira* ģinšu baktērijas. Kā starpprodukti šajā fāzē var rasties hidroksilamīns (NH₂OH) un nitroksils (NOH) (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997). Nitroksils var ķīmiskā ceļā pārvērsties par N₂O un kā gāze aizplūst atmosfērā.

Procesa otro fāzi veic *Nitrobacter*, *Nitrospina* un *Nitrococcus* ģinšu sugas, kas nitrītus tālāk pārvērš nitrātos. Tā kā otrās fāzes reakcija norisinās ātrāk nekā pirmās, tad nitrītus augsnē sastop ļoti niecīgā daudzumā. *Nitrosomonas* un *Nitrobacter* ģinšu starpā vērojams komensālisms vai parabioze, kas izpaužas kā vienas populācijas labvēlīga ietekme uz otru. *Nitrosomonas* ģints baktērijām oksidējot amonjaku līdz nitrītiem, *Nitrobacter* ģints baktērijas tiek apgādātas ar enerģētisko substrātu. Tādējādi *Nitrosomonas* ģintij (kā arī citiem organismiem) indīgie nitrīti ātrāk tiek oksidēti līdz nitrātiem (Sitte, Ziegler, Ehrendorfer, Bresinsky, 1998).

Enerģiju, kas izdalās nitrifikācijas procesā baktērijas izmanto CO₂ redukcijai un organisko vielu sintēzei. Izveidojušies nitrāti ir viens no galvenajiem zaļo augu slāpekļa avotiem.

Līdzās nitrifikācijai tāpat ar baktēriju līdzdalību notiek pretējs process – denitrifikācija, t. i. nitrāta jona reducēšana līdz kādam no gāzveida savienojumiem – NO, N₂O vai N₂, it sevišķi tad,

ja augsnē trūkst skābekļa (anaerobos apstākļos) un ir daudz augu atlieku. Augsnē anaerobos apstākļos nitrātus kā elektronu akceptorus elpošanas procesos izmanto heterotrofās denitrificētājas baktērijas (“nitrātu elpošana”). V. Larhers (Larcher, 1980) šo procesu attēlo sekojošu vienādojumu veidā:



Denitrifikācijas procesu nodrošina *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Clostridium* u. c. ģinšu baktērijas. Denitrificētājām baktērijām par enerģijas materiālu (elektronu donoru) un šūnu sastāvdaļu sintēzei kalpo viegli pieejamais organiskais ogleklis (C_{org}). Purvu augsnēs denitrifikācijas potenciāls sniedzas pat līdz 1 m dziļumam (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Denitrifikācija, protams, ir nozīmīgs slāpekļa aprites posms, nodrošinot tā atgriešanos atmosfērā un samazinot vides eutrofikāciju. Tomēr tai ir arī savas negatīvās puses. Denitrifikācijas rezultātā augsne zaudē minerālo slāpekli, kas nepieciešams augu barošanās procesā.

Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998), tad pretstatā lauksaimniecības zemēm, meža ekosistēmās denitrifikācija ir maz pētīta. Piemēram, Mičiganā, ASV, mežos ar smilts augsnēm, dažādos drenētības apstākļos slāpekļa zudumi denitrifikācijas rezultātā bijuši $< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ gadā}^{-1}$, smilšmāla augsnēs – $10\text{-}24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ gadā}^{-1}$, bet mālainās augsnēs – $18\text{-}40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ gadā}^{-1}$ (Aulakh, Doran, Mosier, 1992).

Slāpekļa savienojumu oksidētās formas – nitrāti un nitrīti ir enerģētiski nabadzīgas, ļoti kustīgas (slikti adsorbējas augsnē), ķīmiski inertas, un tāpēc var uzkrāties augu organismā arī brīvā veidā, neradot jūtamas izmaiņas vielu maiņas procesos (Klāsens, Šteinberga, 1987). Augi nitrātus uzņem un izmanto labi. Tādēļ tie uzskatāmi par galveno augu slāpekļa avotu augsnē (Sitte, Ziegler, Ehrendorfer, Bresinsky, 1998). Tomēr bioenerģētiski tie vērtējami kā neizdevīgi, jo slāpekļis tajos ir oksidētā formā (Klāsens, Šteinberga, 1987).

Tā kā nitrāti ir ļoti kustīgi, augsnē tie parasti neuzkrājas lielā daudzumā. Piemēram, bērzu audzē ar velēnu podzolēto augsni uz morēnu māla nogulumiem aktīvais slāpekļis NO_3^- formā konstatēts tikai atsevišķos veģetācijas perioda posmos (vasaras vidū), un tā daudzums sakņu izplatības zonā nepārsniedz $3 \text{ mg} / 100 \text{ g}$ augsnes (Kāposts, Sacenieks, 1981). Pētnieki norāda, ka šāds aktīvā slāpekļa daudzums nespēj pilnīgi nodrošināt mežaudzes prasības pēc tā.

Lielu iespaidu uz vidi atstāj arī industriālie gāzveida izmeši. Piemēram, NO ienese atmosfērā notiek ar gāzes, šķidrā kurināmā, autotransporta bezznīna, reaktīvo lidmašīnu degvielas sadegšanu. Saskaņā ar ozonu NO pārvēršas par NO_2 , kas, esot lielā koncentrācijā (vairāk kā 25 daļas uz miljonu), izsauc smagas saslimšanas. Slāpekļa oksīds gaisā uzturas 3 dienas, jo 10% no NO_2 saskaņā ar atmosfēras ūdens tvaiku pārveidojas par slāpekļskābi, kas nonāk uz zemes ar

nokrišņiem (Круговорот вещества..., 1980). Slāpekļa oksīdi ir bīstami ar savu iesaistīšanos fotoķīmiskās reakcijās un fotoķīmiskā smoga veidošanā (Cukurs, 1980). Šādiem gāzveida savienojumiem nokļūstot augu atvārsnītēs, tiek izjauktas ķīmiskās reakcijas, kā dēļ traucēta fotosintēze un elpošana, pasliktinās vispārējais fizioloģiskais stāvoklis, lapas un skuju dzeltē un nobirst, nokalst koku zari un galotnes, un, visbeidzot, bojā aiziet viss augs (Liepa, Mauriņš, Vimba, 1991). Špalte (2002) secina, ka atmosfēras piesārņojums ar nitrātiem pakāpeniski palielinās globālā mērogā, un tā ietekme uz mežu nākotnē kļūs aizvien jūtāmāka.

Nitrāti organismā gremošanas trakta un audu fermentu ietekmē reducējas līdz nitrātiem.

Slāpekļa izskalošanās no augu sakņu zonas gruntsūdeņos notiek galvenokārt NO_3^- , kā arī N_{org} formā, bet caurlaidīgās smilts augsnēs – arī NH_4^+ formā. Vācijā dzeramajam ūdenim paredzētajos gruntsūdeņos konstatēta nitrātu koncentrācija līdz $11,3 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ l}^{-1}$ (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Minerālvielu iznese ar virszemes ūdeņiem ir atkarīga no zemes izmantošanas veida. G. Mežaraups (1995) raksta, ka tīros virszemes un pazemes ūdeņos slāpekļa savienojumu ir ļoti maz: NH_4^+ - $0,01-0,1 \text{ mg l}^{-1}$; NO_2^- - līdz $0,005 \text{ mg l}^{-1}$; NO_3^- - $0,01-0,5 \text{ mg l}^{-1}$. Vislielākā iznese ir no aramzemes, kur slāpekļa saturs virszemes ūdeņos var būt $2-84 \text{ mg l}^{-1}$ (Šķiņķis, 1992). Desmit gadu laikā Vācijā lauksaimniecības augšņu gruntsūdenī konstatēta N-NO_3^- vidējā koncentrācija 24 mg l^{-1} (Wendland, Albert, Bach et.al., 1993). Aprēķināts, ka visā Baltijas jūrā 1986. gadā ieplūdis $1\,190\,000$ tonnu slāpekļa savienojumu. Pēc Zviedrijas datiem (Jansons, 1996), 40% no slāpekļa un fosfora ienesēm Baltijas jūrā sastāda vielu noteces no lauksaimniecības zemēm.

1.4.1.3. Slāpekļa organiskās formas

Augsnē 90-95% (Stevenson, 1982) vai pat 99% (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997) no slāpekļa kopējā apjoma atrodas organiskā formā. Vienā kilogramā ar slāpekli bagātas augsnes ir apmēram $2,101 \text{ g}$ organiskā slāpekļa, $0,019 \text{ g}$ amonjaka slāpekļa un $0,029 \text{ g}$ nitrātu slāpekļa. Lauksaimniecības augšņu trūdvielu horizontā mēreni-humīdā klimata apstākļos kopējā slāpekļa saturs ir $0,1-0,2\%$, kas sastāda $3000-6000 \text{ kg N ha}^{-1}$ pie augsnes blīvuma $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ un aramkārtas biezuma 20 cm (Stevenson, 1982). Ganību, mežu un zemo purvu augsnēs sastopami vēl lielāki slāpekļa krājumi.

Meža augsnēs slāpekļis tāpat galvenokārt atrodas organiskajās vielās, it sevišķi humusā, kur tas atkarībā no reakcijas un aktīvā kalcija satura aizņem $3,5-5,5\%$ no humusa, bet kopējais slāpekļa daudzums minerālaugšņu virsējos horizontos sastāda $0,05-0,85\%$ (Mežals, 1980).

Latvijas teritorijā samērā lielas platības aizņem purvi un pārmitri meži ar kūdras vai hidromorfām minerālaugsnēm. Saskaņā ar Latvijas zemes izmantošanas bilanci 2001. gadā purvi

aizņēm 4% jeb 260 tūkst. hektāru, bet pārmitro mežu platība ir 1,28 milj. hektāru, (Saliņš, 2002).

Kūdra uzskatāma par organiskas izcelsmes cilmiezi, kurā atrodas visi tie ķīmiskie elementi, kurus satur augi, no kuriem tā veidojusies. Pēc botāniskā sastāva izšķir ap 40 kūdras veidus. Praksē parasti izšķir sūnu kūdru, zāļu kūdru un koku kūdru (Mežals, Skujāns, Freivalds u. c., 1970). Purva augsnes atkarībā no kūdru veidotājiem augiem un purva ģeomorfoloģijas iedala 3 tipos: 1) zemā (zāļu) purva augsnes; 2) pārejas purva augsnes; 3) augstā (sūnu) purva augsnes. Visvairāk barības elementu (N, CaO, MgO, P₂O₅, K₂O) satur zāļu kūdra. Pēc P. Nomala (1936) un K. Bamberga (1956) datiem Latvijas purvu kūdrā ir sekojošs slāpekļa (N) daudzums (absolūti sausā kūdrā līdz 1,5-2 m dziļumam): sfagnu kūdrā – 0,93%, sfagnu-spilvu – 1,21%, grīšļu un grīšļu-hipnu – 2,71%, koku-grīšļu – 2,72%, niedru-grīšļu – 2,87%, kūdra virs ezerkaļķa – 2,70%, sapropelis – 3,70%.

Kūdrai ir liela ūdensietilpība, kas samazinās, palielinoties sadalīšanās pakāpei. Tilpumsvars zemā (zāļu) purva kūdrai ir lielāks nekā augstā (sūnu) purva kūdrai. Pēc P. Nomala (1936) datiem, 1 m³ sūnu purva kūdras satur vidēji 70 kg sausnes, bet zāļu purva kūdras – vidēji 135 kg sausnes. Kūdrai ir ļoti maza siltumvadītspēja, tāpēc kūdra ziemā dziļi nesasalst, bet atkūst ļoti lēni.

Vislabākie apstākļi slāpekļa uzkrāšanai ir zemajos purvos, kur izplūstošo, ar Ca un Mg hidrogēnkarbonātiem bagāto gruntsūdeņu ietekmē kūdra labāk sadalās. Zemā purva kūdra bagātīgi satur pelnu elementus, jo tā veidojas no barības ziņā prasīgākiem augiem. Slāpekļa (N) daudzums tajā 2-3,5% (Mežals, Skujāns, Freivalds u. c., 1970). Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem zemo purvu kūdra satur 2,3-3,7% slāpekļa.

Kā norāda G. Mežals, R. Skujāns, V. Freivalds u. c. (1970), tad pārejas purvos, pieaugot kūdras slāņa biezumam, arvien mazāka kļūst minerālvielām bagāto ūdeņu ietekme un augu barības vielu daudzums samazinās. Slāpekļa daudzums tajā svārstās no 1-3% vai 1-2,3% pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem. Purva attīstības gaitā arvien vairāk pasliktinoties barības vielu režīmam, pārejas purva augi iznīkst. Sāk dominēt oligotrofie augi, no kuriem galvenie ir sfagnu sūnas. Pēc V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) datiem augstā purva kūdra satur 1-2% vai 0,8-1,2% slāpekļa.

Purva augšņu ķīmiskās, fizikālās un bioloģiskās īpašības strauji izmainās pēc nosusināšanas. Strauji uzlabojas N, P, K un citu elementu dinamika. Cieša sakarība starp barības elementu saturu kūdrā un kokaudžu bonitāti konstatēta daudzos pētījumos (Вомперский, 1957, 1968; Буш, 1971; Капустинская, 1973).

Meža augsnēs organiskā viela galvenokārt krājas virs augsnes zemsegas veidā. Baktēriju darbību aizkavē koku miecvielas un sveķi, lignīna ietekmē lēnāk sadalās arī celuloze, tādēļ stipri

aizkavējas organisko augu atlieku sadalīšanās (Mežals, Skujāns, Freivalds u. c., 1970). Kā atzīmē G. Mežals (1980), tad zemsega ir svarīga augu barības vielu krātuve augsnē. Tā katrā meža tipā ir ar atšķirīgu ķīmisko sastāvu. Piemēram, egļu vērī slāpekļa daudzums zemsegā ir 1,21-1,50%.

Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998), tad organiskā slāpekļa (N_{org}) daudzums augsnē atrodas ciešā sakarībā ar oglekļa (C_{org}) saturu. Auglīgās lauksaimniecības augsnēs trūdkārtas horizontā attiecība C/N ir 10-12. No Latvijas meža tipiem viszemākais C/N attiecības skaitlis ir gāršā – 14-20 (Bušs, 1981). Ļoti plaša C/N attiecība ir augsnēs ar augstu nesadalītās augu atlieku daudzumu: podzolētajās augsnēs 25-35 (Latvijas apstākļos – silā, mētrājā un lānā), bet augstajos purvos pat – 50-60.

Slāpekļi var tikt ieļauts arī humusskābju heterocikliskajos gredzenos vai izpildīt radikāļa funkcijas (peptīdi, proteīni un aminocukuri) (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997). Šādā veidā slāpekļi var tikt uz ilgu laiku imobilizēti.

Augi slāpekli uzņem galvenokārt nitrātu formā. Slāpekļskābes sāļi nemainītā veidā no saknēm paceļas koksnes vadaudos un pa tiem nonāk līdz lapām. Tumsas apstākļos norisinās nitrātu uzkrāšanās lapās, bet gaismā nitrāti lapas parenhīmā tiek reducēti uz NH_4^+ , notiek olbaltumvielu sintēze. Augam uzņemot slāpekli amonija sāļu formā, tie jau auga saknēs pārvēršas organiskajos savienojumos, proti, asparagīnā, kas nokļūst lapās un tur pārvēršas olbaltumvielās. Ar endomikorizas palīdzību kokaugi spēj uzņemt arī organisko slāpekli olbaltumvielu sadalīšanās produktu veidā (Mežals, 1980). Kā liecina pētījumu rezultāti, tad tālākais uzņemto vielu simplastiskais transports saknēs notiek caur šūnu plazmodesmām, līdz barības vielas no sakņu parenhīmas nonāk līdz vadaudiem (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Uzņemtie NO_3^- un NH_4^+ joni var tikt pārvērsti aminoskābēs jau saknēs un tālāk transportēti blakus nepārvērstajiem NO_3^- joniem.

Slāpekļi augu sausnes sastāvā sastāda apmēram 1,5%. Koksne satur mazāk kā 0,5% slāpekļa. Visās koka biomasas sadalījuma sastāvdaļās (lapas/skujas, zari, miza, aplievas- un kodolkoksne) sausnes masas lielāko daļu sastāda ogleklis (piemēram, priedei 51,5%) (Heinsdorf, Kraus, 1990). Citi elementi – N, P, K, Ca un Mg koncentrējas galvenokārt asimilācijas orgānos – lapās un skujās. D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus, 1990) noteikuši barības vielu procentuālo sadalījumu priedes koksnes biomasas sadalījuma sastāvdaļās vidēji vecumā no 14 līdz 103 gadiem. Tā, slāpekļi (N) stumbra koksnē ir 0,08%, mizā vidēji 0,32%, ar skujām klātajos zaros – 0,81%, zaros ar diametru < 4 cm – 0,37%, zaros ar diametru > 4 cm – 0,07 cm, sausajos zaros – 0,29%, skujās – 1,46%. Pētnieki noteikuši arī elementu absolūtos daudzumus dažādās koka biomasas sastāvdaļās. Tā, piemēram, 103 gadus veca priede stumbra koksnē satur 72,5 g, mizā –

37,8 g, zaros – 62,4 g, dzīvajos zaros – 48,6 g, skujās – 106,2 g un virszemes biomasā kopā – 278,9 g slāpekļa.

Līdzīgi pētījumi veikti arī ar citām koku sugām. Egles koka biomasā konstatēts lielāks slāpekļa daudzums. Piemēram, simts gadus vecas egles (ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm) koka biomasā slāpekļa kopējais saturs bijis 926 g (Nebe, Herrmann, 1987). Vēl lielāku slāpekļa daudzumu satur dižskabārža koka biomasā. M. Pavlovs (Pavlov, 1972) pētījumos Solingā, Vācijā dižskabārža (ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm) koka biomasā konstatējis 1212 g slāpekļa.

P. Krāmers un T. Kozlovskis (Kramer, Kozlowski, 1979) atzīmē, ka lapās var atrasties pat vairāk par 40% no kopējā slāpekļa satura kokā. Taču pirms lapu nokrišanas 1/3 līdz 2/3 no slāpekļa un citiem komponentiem atgriežas dzinumos un zaros.

1.4.2. Fosfors

Nozīmīgākie dabiskie fosfora savienojumi ir minerāli fosforīts $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ un apatīti $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaF}_2$, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaCl}_2$. Tie kļūst pieejami augiem iežu dēdēšanas rezultātā. Kopējie fosfora krājumi uz planētas ir sekojoši: iežos – 10^{18} - 10^{19} tonnas, augsnē un jūrā – $1-2 \times 10^{11}$ tonnas, biomasā – 2×10^9 tonnas (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Vidējais fosfora daudzums augsnē ir 500-800 mg kg^{-1} , kas pārrēķinot uz aktīvo sakņu zonu (0-20 cm) sastāda 1200-2000 kg ha^{-1} (Gisi, Schenker, Schulin et. al., 1997). No iepriekšminētā fosfora daudzuma augsnē 15-80% sastāda fosfora organiskie savienojumi. Trīs līdz 20% no organiskajiem savienojumiem (fitīna sāļi - fitāti, nukleotīdu fosfāti un fosfolipīdi) imobilizēti mikroorganismu biomasā.

Fosforam ir svarīga nozīme visu organismu dzīvības procesos. Neorganisko un organisko savienojumu veidā tas ietilpst šūnu struktūrkomponentu sastāvā. Fosfāti tāpat kā amonija sāļi un nitrāti ir nozīmīgi augu barošanās procesā. Fosfātu minerāli ir ūdenī mazšķīstoši. Fosfors augā tiek uzņemts fosforskābes sāļu anjonu veidā, visbiežāk kā ortofosfāts (HPO_4^{2-} resp., H_2PO_4^-) (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Uzņemtais fosfors šūnā netiek reducēts, bet atrodas neorganiska fosfāta, fosforskābes estera vai anhidrīda formā, piemēram, kā nukleotīdu un to derivātu, nukleīnskābju, cukuru fosfātu, fosfolipīdu, koenzīmu sastāvdaļa, aleironu globulīna fitīnā (Sitte, Ziegler, Ehrendorfer, Bresinsky, 1998). Organiskie fosfāti, piemēram, adenoīnfosfāti, kalpo par enerģijas uzkrājējiem un transportētājiem (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Liela daļa no augā esošā fosfora ir neorganiskā fosfāta formā uzkrāta vakuolās un citoplazmā. Šeit fosforam var būt skābas un sārmainas reakcijas regulatora loma.

Augos tas koncentrēts sēklās un augļos. Tādēļ fosfora trūkums vienmēr sevišķi kaitīgi ietekmē augļu ražošanu un sēklu veidošanos. Ražas veidošanas procesā pastāv mijiedarbība starp fosforu un slāpekli (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992).

Kā atzīmē V. Kāposts un R. Sacenieks (1981), tad fosfora trūkuma apstākļos kokiem ir pelēcīga, zilganzaļa vai pat violeta skuju krāsa, reizēm tā ir pat sarkanīga. Vecākām lapām (skujām) šī pazīme izteikta vairāk. Raksturīgs mazāks lapu (skuju) daudzums, augi atpaliiek augšanā. Mazāki ir arī skuju (lapu) izmēri un bieži vērojama to priekšlaicīga nobiršana.

Sadaloties augu atliekām, fosforskābe visbiežāk atbrīvojas neorganisko sāļu veidā un to no jauna var izmantot augi.

V. Kāposta un R. Sacenieka (1981) rīcībā ir informācija par aktīvā fosfora (izteikta fosfora (V) oksīda – P_2O_5 formā) daudzumu dažādās meža augsnēs. Priežu damaksnī uz minearoloģiski bagātiem sandru nogulumiem aktīvā fosfora daudzums ir 20-25 g / m³, kas spēj nodrošināt augstražīgu priežu audžu prasības. Egļu audzēs ar podzolētām augsnēm uz morēnu māla nogulumiem aktīvā fosfora daudzums ir neliels – pat mazāks par 5 g / m³. Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm organiskajās vielās ieslēgti barības elementi atbrīvojas lēni, tādēļ aktīvais fosfors – tikai 5-8 g / m³. Bērzu augsnēs ar velēnu podzolētajām augsnēm uz morēnu māla nogulumiem aktīvā fosfora daudzums arī ir nepietiekams – 1-2,4 mg / 100 g augsnes. V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) dod arī aktīvā fosfora (P_2O_5) daudzumu kūdrā: sūnu purva kūdrā – 0,04-0,12%, pārejas purva kūdrā – 0,1-0,2%, zāļu purva kūdrā – 0,12-0,5%.

Līdzīgi kā slāpeklis, arī fosfors kokaugos galvenokārt akumulēts lapās vai skujās. Priedei 103 gadu vecumā kopējais fosfora daudzums koka biomasā ir 27,4 g (Heinsdorf, Kraus, 1990). Eglei 100 gadu vecumā (ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm) koka biomasā ir 77 g fosfora (Nebe, Herrmann, 1987). Dižskabārdim ar caurmēru krūšu augstumā 32 cm koka biomasā konstatēts 185 g fosfora (Pavlov, 1972).

Fosfors var būt arī nokrišņu ūdenī. Līdzās kvantitatīvi ievērojamiem slāpekļskābes un sērskābes savienojumiem, depozīta veidošanā piedalās arī sālsskābes, fosforskābes, ogļskābes, skudrskābes un etiķskābes savienojumi ar disociējamo ūdeņradi (Krapfenbauer, Wriessnig, Holtermann, 1996).

1.4.3. Kālijs

Pazīstamākie kālija minerāli ir silvīns KCl, silvinīts KCl·NaCl, karnalīts KCl·MgCl₂·6H₂O, kainīts KCl·MgSO₄·3H₂O. Kāliju satur arī daudzi alumosilikāti: vizla K₂O·3Al₂O₃·6SiO₂·2H₂O, laukšpats jeb ortoklazs K₂O·Al₂O₃·6SiO₂ u. c. Nelieli kālija sāļu daudzumi izšķīdušā veidā atrodas okeānu, jūru un sālsezeru ūdeņos. Atšķirībā no nātrija kālija jonus saista augsne, tāpēc tie ūdenskrātuvēs nonāk salīdzinoši nelielos daudzumos.

Kālija daudzums mikroorganismu biomasā sastāda 25-50 kg K ha⁻¹. Aktīvais kālijs augsnē parasti atrodās katjona K⁺ formā. Lauksaimniecības augsnes aramkārtā tā daudzums sasniedz 100-1000 kg K ha⁻¹ (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998). Egļu vērī meža nedzīvā

zemsega satur 0,18-0,24% K_2O (Mežals, Skujāns, Freivalds u. c., 1970). Skuju koku mežos ar kūdras augsnēm - 50-60 g / m³ (Kāposts, Sacenieks, 1981).

Kālijs samērā daudz atrodas augu, cilvēku un dzīvnieku organismos. Kālijs sekmē fitohormonu darbību un ietekmē augu ūdens režīmu (piemēram caur atvārsnītēm), meristēmas attīstību, fotosintēzi un fotosintēzes produktu transportu. K^+ ir vienīgais monovalentais katjons, kas ir ļoti nozīmīgs visiem augiem; tikai atsevišķiem mikroorganismiem to var aizstāt rubīdijs. Kālija galvenā loma ir enzīmu reakcijās. Tas ietilpst šūnas minerālajos komponentos kā osmozes un pH regulētājs (Sitte, Ziegler, Ehrendorfer, Bresinsky, 1998). Augstā K^+ jona koncentrācija augā tiek sasniegta pateicoties ļoti intensīvai šī jona uzņemšanai. Nozīmīga loma K^+ jonam ir arī vielu transporta nodrošināšanā floēmā, transportā caur membrānām, mRNS saistīšanā ribosomās.

Bez kālija izaug nelielu izmēru augi, ar vāji attīstītiem stublājiem un lapām.

V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) norāda, ka kālija trūkuma apstākļos priedei skuju gali kļūst zilganzaļi ar vara brūnganu nokrāsu. Uz skujām parādās brūngani plankumi. Egļei skujas kļūst dzeltenas, vēlāk tās nobrūnē. Abām sugām skuju gali var atmirt. Lapu malas, sevišķi vainaga lejas daļā, kļūst dzeltenīgas, vēlāk iegūst brūnu nokrāsu. Koku vainaga augšdaļā kalst jauno dzinumumu gali. Aizkavējas dzinumumu pārkoksnēšanās.

Organisko savienojumu sastāvā kālijs šūnā netiek iekļauts. Kālijs augā ir stipri kustīgs. No veciem atmirstošiem orgāniem tas pārvietojas uz jaunākajām, aktīvākajām auga daļām.

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus, 1990) noteikuši K daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksne (bez mizas) 0,043%, mizā – 0,155%, ar skujām klātajos zaros – 0,51%, zaros ar diametru < 4 cm – 0,17%, zaros ar diametru > 4 cm – 0,056%, sausajos zaros – 0,033%, skujās – 0,53%. V. Nebe un U. Herrmans (Nebe, Herrmann, 1987) aprēķinājuši Ca daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 371 g. M. Pavlovs (Pavlov, 1972) noteicis Ca daudzumu procentos dižskabārdim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 701 g.

1.4.4. Kalcijs

Savas ķīmiskās aktivitātes dēļ kalcijs dabā brīvā veidā nav sastopams. Šķīstošie kalcija savienojumi sastopami gandrīz visos dabā esošajos ūdeņos, tie ir galvenais ūdens cietības cēlonis. Izplatītākie kalciju saturošie minerāli ir kalcīts $CaCO_3$, ģipsis jeb ģipšakmens $CaSO_4 \cdot 2H_2O$, anhidrīts $CaSO_4$. Izplatītākie kalciju saturošie ieži ir kaļķakmens, krīts un marmors, kuru sastāvā ir vairāk nekā 90% kalcija karbonāta. Kalcija silikāti un alumosilikāti atrodas kalnu iežos (granītos, gneisos).

Kalciju saturošie minerāli ir viegli šķīstoši. Šūnās tiek uzņemts kā divvērtīgs katjons (Ca^{2+}). Kalcija saturs augsnē bieži ir 0,1-1,2% (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Kalcija savienojumi atrodas gandrīz visos augu un dzīvnieku audos. Kalcijs ir nepieciešams jauno audu augšanai. Tas ietilpst citoplazmatisko struktūru un kodola sastāvā. Kalcija savienojumi kopā ar pektīnvielām ir galvenā vidusplātnītes masa, kas salīmē šūnapvalkus. Daudzi fermenti ir aktīvi tikai kalcija jonu klātbūtnē. Kalcijs veicina citoplazmas viskozitātes palielināšanos, būtiski ietekmē vielu iekļūšanu šūnā. Viena no galvenajām kalcija funkcijām ir neitralizēt augiem kaitīgo skābeņskābi, kas veidojas kā vielu maiņas blakusprodukts. Citoplazmā kalcijs ar kalmodulīna (Ca-saturošs polipeptīds) palīdzību aktivizē enzīmus, bet mitohondrijos notiek tieša Ca^{2+} darbība (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Ja augsnē nav kalcija, tad stipri tiek nomākta sakņu sistēma.

Par kalcija trūkumu liecina priedes skuju galu dzeltēšana un vēlāka nobrūnēšana. Pie liela kalcija trūkuma lapu kokiem ieritinās lapu malas. Uz tām parādās hlorozes plankumi (Kāposts, Sacenieks, 1981).

Kalcijs stimulē nitrātu uzņemšanu, olbaltumvielu sintēzi, ogļūdeņražu apmaiņu. Nosusinātajos mežos īpaši svarīga ir sakņu šūnu izstiepšana un sakņu augšanas nodrošināšana, kas veicina transpirāciju (Heinze, Fiedler, 1978). Ar kalciju bagātās kūdras augsnes novērojama bezmugurkaulnieku pārpilnība, kuri piedalās augu atlieku skeleta un šūnapvalku noārdīšanā (Пявченко, Козловская, 1974).

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus, 1990) noteikuši Ca daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksne (bez mizas) 0,08%, mizā – 0,67%, ar skujām klātajos zaros – 0,42%, zaros ar diametru < 4 cm – 0,32%, zaros ar diametru > 4 cm – 0,17%, sausajos zaros – 0,23%, skujās – 0,44%. V. Nebe un U. Herrmann (Nebe, Herrmann, 1987) aprēķinājuši Ca daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 954 g. M. Pavlovs (Pavlov, 1972) noteicis Ca daudzumu procentos dižskabārdim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 560 g.

1.4.5. Magnijs

Magnijs brīvā veidā nav sastopams, taču magniju saturošie minerāli izplatīti visos kontinentos. Magnija sāļi izšķīdušā veidā ir okeānu un jūru ūdeņos un piedod tiem rūgtu garšu (MgSO_4 , MgCl_2). Visizplatītākie magniju saturošie minerāli ir karbonāti un minerāli, kas satur arī kāliju: magnezīts MgCO_3 , dolomīts $\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$, karnelīts $\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, kainīts $\text{KCl} \cdot \text{MgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$. Dabiskie magnija silikāti ir azbests $\text{CaO} \cdot 3\text{MgO} \cdot 4\text{SiO}_2$ un talkss $3\text{MgO} \cdot 4\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$.

Augsnes šķīdumā parasti sastopams Mg^{2+} jona veidā, bet retāk kā MgSO_4^0 vai neorganisku Mg kompleksu veidā (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998).

Kā atzīmē P. Šahtšabels, H.P. Blume, G. Brummers u.c. (Schachtschabel, Blume, Brümmer et. al., 1998), tad ar kvarcu bagātas smilts augsnēs parasti ir maz Mg, bet ar silikātiem bagātās māla augsnēs šī elementa daudzums ir pietiekams. Viduseiropas augsnēs Mg daudzums vidēji ir 0,5-5 g kg⁻¹, bet augsnes šķīdumā tā koncentrācija svārstās no < 0,1-60 mg l⁻¹. Latvijas apstākļos – egļu vēra zemsegā MgO formā tas sastāda 0,25-0,38% no absolūti sausas masas (Mežals, 1980). Sfagnu kūdrā MgO sastāda 0,11%, bet koku-grīšļu kūdrā 0,38% no absolūti sausas masas (Bamberg, 1956).

Mēslojot augsnēs Mg uzņemšanu augā var kavēt NH₄⁺, K⁺ un Ca²⁺ jonu konkurence (Seggewiss, Jungk, 1988; Marschner, 1995). Stipri skābās meža augsnēs ar zemu Mg koncentrāciju augsnes šķīdumā (< 0,1 mg l⁻¹) var sākties konkurence arī ar augam nevēlamajiem H⁺, Al³⁺ un Mn²⁺ joniem, kas kavē sīksaknīšu veidošanos un var izraisīt pat koku sakņu atmiršanu (Grimme, 1983; Feger, Raspe, 1992; Zysset et. al., 1996; Hüttl, 1997).

Konstatēta pozitīva lineāra korelācija starp skuju koku tekošo pieaugumu un nodrošinājumu ar kalciju un magniju, kura fizioloģiskais mehānisms vēl nav līdz galam izpētīts (Лир, Польстер, Фидлер, 1974).

Magnija savienojumi nelielos daudzumos ir augu, cilvēka un dzīvnieku organismos. Magnijs veido hlorofila centrālo atomu. Kā hlorofila sastāvdaļa magnijs nodrošina fotosintēzes procesa norisi, aktivizē fermentu sintēzi un kopā ar kāliju un kalciju nodrošina citoplazmas koloidālu stāvokli. Magnijs stabilizē ribosomas un šūnas kodolu, kā arī sekmē olbaltumvielu sintēzi (Lyr, Fiedler, Tranquillini, 1992). Šī elementa trūkums var veicināt kaitīgu slāpekļa savienojumu uzkrāšanos.

Magniju, tāpat kā kāliju, satur galvenokārt jaunie orgāni un sēklas. Magnija iedarbība uz augiem ir atkarīga no augsnes īpašībām un augu bioloģiskajām īpatnībām. Augi, kas aug vieglās smilšainās vai mālsmilts augsnēs, strauji reaģē uz magnija mēslojumu.

Kā atzīmē V. Kāposts un R. Sacenieks (1981), tad magnija trūkuma gadījumā priedes skuju gali kļūst zeltaini dzeltenī, uzrādot izteiktas hlorozes pazīmes. Lapas ir plankumainas un augu attīstība aizkavēta.

D. Heinsdorfs un H. Krauss (Heinsdorf, Kraus, 1990) noteikuši Mg daudzumu procentos dažādās koka biomasas sastāvdaļās priedei: stumbra koksne (bez mizas) 0,02%, mizā – 0,047%, ar skujām klātajos zaros – 0,063%, zaros ar diametru < 4 cm – 0,048%, zaros ar diametru > 4 cm – 0,021%, sausajos zaros – 0,02%, skujās – 0,097%. V. Nebe un U. Hermans (Nebe, Herrmann, 1987) aprēķinājuši Mg daudzumu 100-gadīgas egles koka biomasā, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm sastāda 73 g. M. Pavlovs (Pavlov, 1972) noteicis Mg daudzumu procentos dižskabārdim, kas, piemēram, kokam ar caurmēru 32 cm, sastāda 150 g.

1.5. NOZĪMĪGĀKĀS METODES BIOĢĒNO ELEMENTU APRITES PĒTĪJUMOS

Pieņemot, ka visnozīmīgākā loma kā vielu transportētājam dabā ir ūdenim, vielu aprites pētījumos meža ekosistēmās iespējams izdalīt divas galvenās metodes:

- ūdens sateces baseinu metode, nosakot vielu ieneses ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem un izneses ar virszemes noteci (piemērota metode pārmitrajiem un nosusinātajiem mežiem);
- punktveida jeb lizimetru metode, kur vielu iznese no ekosistēmas tiek noteikta mērot infiltrācijas ūdeņu plūsmu augsnē (piemērota metode sausieņu mežiem).

Pastāv arī dažas retāk izmantotas metodes, kuras nereti lieto kombinēti kā papildinājumu jau pieminētajām galvenajām metodiskajām pieejām. Tāda ir, piemēram, radioaktīvo izotopu (deiterijs, tritījs, cēzijs u.c.) metode, kuru pielieto vielu plūsmas izsekošanai auga iekšienē (Tukey et. al., 1958; Moorby, Squire, 1963).

Pēdējā laikā hidroloģiskajos pētījumos aizvien lielāku popularitāti iegūst, t. s. iezīmēto atomu metode, kur vielu plūsmai tiek sekots, tai iepriekš pievienojot kādu vielu vai elementu. Piemēram, hidroķīmiskajā monitoringā Dienvidvācijā par šādiem atomiem (tracer) izmantoti ^{18}O , izšķīdušais silīcija dioksīds (kvarcs), hlors, ^3H un freons (Uhlenbrook, Leibundgut, 2000).

Pastāv arī pētījumi, kuros vielu ienesē un iznesē no ekosistēmas tiek ņemts vērā vielu transports ar dzīvnieku palīdzību (Duvigneaud, 1982).

Vielu aprites pētījumu meža ekosistēmās pirmssākumi meklējami jau 19. gadsimtā. Šajā sakarā īpaši atzīmējami E. Ebermajera (Ebermayer, 1876; 1889) fundamentālie darbi meža bioloģijā. Meža augsnes un ūdens ražīma dziļākai izpratnei kalpoja vairāku zinātnieku darbi gadsimtu mijā un 20. gadsimta pirmajā pusē (Отоцкий, 1906; Wittich, 1923; Aaltonen, 1948).

Plaši un fundamentāli meža ekosistēmas vielu aprites pētījumi 1969. gadā tika uzsākti Solingā, Vācijā – netālu no Getingenes B. Ulriha un citu zinātnieku vadībā (Mayer, Ulrich, 1974; Ulrich, 1981). Solingas eksperiments uzskatāms par vienu no plašākajiem vielu aprites pētījumiem pēc punktveida jeb lizimetru metodes. Vielu aprites modelis egļu un dižskabāržu audzēs Solingā sastāv no sekojošu plūsmu mērījumiem:

Ienese no atmosfēras: nokrišņu depozīts,

intercepcijas depozīts.

Iznese no ekosistēmas: iznese ūdenim iesūcoties dziļākos augsnes slāņos.

Aprite ekosistēmas ietvaros: translokācija auga iekšienē,

transports ar noteci no (caur) koku vainagiem,

transports ar nobirām,

iesūkšanās cauri humusam minerālaugsnē,

uzņemšana kokaudzē no humusa horizonta,
netomineralizācija,
elementu atbrīvošanās augsnē ar desorbciju, šķīdināšanu un
dēdēšanu,
imobilizācija augsnē pateicoties adsorbcijai, jaunu augsnes
agregātu veidošani un dēdēšanas produktiem,
uzņemšana kokaudzē no minerālaugsnes.

Cauri humusam filtrējošais ūdens uz robežas starp humusu un minerālaugsni tika uztverts ar divu dažādu tipu – “piltuves”- un “humusa” lizimetru palīdzību (Matzner, 1988).

Tā sauktā “piltuves” lizimetra gadījumā uz humusa un minerālaugsnes robežas tika ievietota 30 cm diametra apļveida keramikas plātne, virs kuras tika nogrieztas visas augu saknes. Lai kavētu sakņu atkārtotu ieaugšanu, virs plātnes tika novietots plastmasas cilindrs (“piltuve”). Šo lizimetru mērķis bija noteikt nettomīnralizāciju humusa horizontā.

Tā sauktie “humusa” lizimetri tika ierīkoti ar mērķi novērtēt kvantitatīvi noteikt jonu uzņemšanu saknēs no humusa horizonta un izmērīt faktisko elementu plūsmu attiecīgajā vietā.

Papildus mērījumi veikti, lai pētītu vielu apriti mežaudzes vainagu telpā (Godt, 1986):

- izskalošanās no lapām veģetācijas perioda laikā,
- izskalošanās no lapām rudenī,
- katjonu apmaiņa lapas audos un uz tās virsmas,
- cieto daļiņu šķīšana,
- translokācija lapā,
- daļiņu aizturēšana,
- izšķīdušo jonu izkrišana un adsorbcija,
- translokācija no saknēm uz dzinumiem.

Mežos, kur labi nosakāmas nelielu upju vai strautu ūdens sateces baseinu robežas, izmantojama sateces baseinu metode. Tā ļauj kvantitatīvi noteikt vielu iznesi no salīdzinoši lielas teritorijas. Šo metodi ASV izmantojis G. Likens un citi pētnieki, lai pētītu kailciršu un citu mežsaimniecisko pasākumu ietekmi uz meža ūdens režīmu un vielu apriti (Likens, Bormann, Johnson et. al., 1970; Whittaker, Likens, Bormann et. al., 1979). Pētījumi izdarīti Hubbard Brook stacionārā Ņūhempšīrā, ASV Ziemeļaustrumos lapu koku mežiem klātā ūdens sateces baseinā. Līdzīgi eksperimentālie ūdens sateces baseini pastāv arī citās valstīs. Divdesmitā gadsimta 50.-tajos gados Gomeļā, Baltkrievijā profesora L. Smoļaka vadībā tika ierīkots stacionārs mežu nosusināšanas ietekmes uz ūdens režīmu pētīšanai. 1963. gadā Latvijā līdzīgos nolūkos K. Bušs un P. Zālītis izveidoja Vesetnieku ekoloģisko stacionāru.

1.6. MEŽSAIMNIECISKO PASĀKUMU IETEKME UZ BIOĢĒNO ELEMENTU

APRITI

Meža nosusināšana un kailcirte ir tie mežsaimnieciskie pasākumi, kuri vielu apriti ietekmē vislielākajā mērā. Nozīmīgu ietekmi atstāj arī pašlaik Latvijā reti pielietotā meža mēslošana. Zināma ietekme ir arī meža kopšanas cirtēm un koku sugas izvēlei apmežojot noteiktu teritoriju. Pētījumus attiecībā par meža produkcijas ieguves izsauktu barības elementu krājumu izsīkšanu 1876. gadā uzsāka E. Ebermajers, kurš pētīja meža nedzīvās zemsedzes ievākšanas pakaišiem ietekmi uz augtēnes produktivitāti.

Tā kā koki savā biomasā satur barības elementus, tad koku izvākšana no nozīmē arī zināma barības elementu zudumu no ekosistēmas. Jaunaudzēs aplievas koksnes īpatsvars ir lielāks nekā vecākās audzēs, tāpat arī vainagu biomasas attiecība pret stumbra biomasu. Aplievas koksne un koka vainaga daļā ir augstāka barības vielu koncentrācija nekā kodolkoksnē un koka stumbrā (Kimmins, 1997). Kā atzīmē J. Boils (Boyle, 1975), tad, piemēram, apšu audzei saīsinot cirtmetu no 30- uz 10-gadīgu apriti, N, P, K un Ca iznese palielinās par, attiecīgi, 345, 239, 234 un 173%. S. Belovs (Белов, 1976) aprēķinājis kokaugu vidējo ikgadējo patērēto barības vielu daudzumu un to barības vielu daudzumu, kāds vidēji gadā tiek iznests no meža ekosistēmas. Piemēram, I bonitātes priežu audze gadā saražo biomasu 5,78 tonnas ha⁻¹, bet no kailcirtes rezultātā tiek izvestas 1,72 tonnas ha⁻¹; kokaudzes patērētais slāpekļa daudzums gadā sastāda 38 kg ha⁻¹, bet kailcirtē tiek izvesti 3,2 kg N ha⁻¹; kokaudze gadā patērē 21,8 kg kalcija, 13,3 kg kālija, 4,1 kg fosfora un 4,8 kg magnija ha⁻¹, bet kailcirtē tiek izvesti, attiecīgi, 4,8 kg kalcija, 0,7 kg kālija, 0,15 kg fosfora un 0,5 kg magnija ha⁻¹. Tas nozīmē, ka uz kokaudzes patēriņam nepieciešamā barības vielu daudzuma fona, cilvēka saimnieciskās darbības ietekme jūtami nesamazina barības vielu krājumus meža augsnē. Mežaudzes prasības pēc barības vielām jūtami neietekmē arī kopšanas cirtēs no mežaudzes izņemtais koksnes apjoms (Белов, 1976).

Tomēr jāņem vērā arī mežsaimnieciskās darbības ietekme uz vielu apriti plašākā mērogā. Kā atzīmē J. Kimmins (Kimmins, 1997), tad pēc kailcirtes izdarīšanas paātrinās meža nedzīvās zemsedzes mineralizācija. Turklāt papildus klāt nāk ar barības vielām bagātās ciršanas atliekas, kas veido barības vielu "pieplūdumu" vienu vai divus gadus pēc ciršanas. Ja pēc kailcirtes izdarīšanas platībā nav veģetācijas un tās atjaunošanās ir aizkavēta, tad pēc organiskās vielas mineralizācijas atbrīvotās barības vielas var tikt izskalošanas vai pāriet atmosfērā (slāpekļis). Pētījumos Hubbard Brook stacionārā, ASV konstatēts, ka 3 gadu laikā pēc cirtes, kopējā izšķīdušo vielu izskalošanās bija pieaugusi aptuveni 11 reizes salīdzinājumā ar pirmscirtes laiku. Atsevišķu elementu izskalošanās pieaugums bija sekojošs: K, 20-kārtīgs; Ca, 8,6-kārtīgs; N, 160-kārtīgs (Bormann, Likens, 1979). Tomēr vairākos citos pētījumos konstatēts, ka, kailcirtes sekas

ne visos gadījumos ir tik dramatiskas, ja izcirtumā ātri sakuplo zemsedzes augi un krūmi (Fredriksen et. al., 1975).

Vairāki pētījumi apliecina denitrifikācijas palielināšanos pirmajos 2 gados pēc kailcirtes izdarīšanas (Ineson et. al., 1991; Martin, 1985).

Barības vielām nabadzīgās augsnēs nav vēlama ciršanas atlieku dedzināšana, jo tā tikai palielina šo vielu zudumus no ekosistēmas.

Viens no efektīvākajiem pasākumiem mežaudžu produktivitātes kāpināšanā ir meža mēslošana. Audžu mēslošana pozitīvi ietekmē arī koku sēklu ražas, cīņu pret slimībām un kaitēkļiem (Kāposts, Sacenieks, 1981). Laikā no 1968. gada līdz 1980. gadam ar minerālmēslojumu Latvijā bija apsēti jau vairāk nekā 60 tūkst. ha meža. V. Kāposts un R. Sacenieks (1981) atzīmē, ka, piemēram, priežu audzes ar barības vielām ir nodrošinātas un mēslojums tām nav nepieciešams, ja augsnē ir vismaz 10-15 mg / 100 g slāpekļa, 10 mg fosfora un ap 8 mg kālija (aktīvās formas), jo 1 g sausnes veidošanai kokaugiem nepieciešami 20 mg slāpekļa, 2,5 mg fosfora un 15 mg kālija. Priedei aktīvo barības vielu parastā attiecība procentos ir N:P:K – 67:7:26. Konstatēts arī, ka slāpekļa mēslojums palielina kokaugu prasību pēc kalcija, bet samazina vajadzību pēc kālija un magnija. Turpretī lielas slāpekļa devas kavē fosfora uzņemšanu no augsnes.

F. Everss (1979) uzsver, ka mēslojot vajadzētu vienīgi ar slāpekli nabadzīgus mežus. Slāpekļa mēslojuma deva nedrīkstētu pārsniegt 100-150 kg ha⁻¹. Kā viens no mežu mēslošanas ar slāpekli trūkumiem tiek atzīmēta pastiprināta nitrātu izskalošanās.

Neskatoties uz atsevišķiem pētījumiem par vielu apriti dažādu mežsaimniecisko faktoru ietekmē, vēl joprojām trūkst detalizētu pētījumu par vielu apriti nosusinātajos mežos.

2. PĒTĪJUMA OBJEKTI

2.1. NOVIETOJUMS UN ĢEOGRĀFISKAIS STĀVOKLIS

Vesetnieku ekoloģiskais stacionārs aizņem aptuveni 400 ha lielu platību un atrodas uz Madonas un Aizkraukles rajonu robežas abos Vesetas upes krastos Kalsnavas un Aiviekstes pagastu teritorijā (1. attēls). Var uzskatīt, ka stacionārs atrodas triju pagastu – Kalsnavas, Aiviekstes un Vietalvas pagastu krustpunktā. Deviņdesmit procentus no teritorijas klāj meži. Meži un zeme galvenokārt pieder valstij, lai gan ir arī privātā īpašumā esošas platības. Meži atrodas Valsts meža dienesta pārziņā esošās struktūras – Zinātniskās izpētes mežu Kalsnavas meža novada teritorijā un pārraudzībā.

Stacionāra ģeogrāfiskās koordinātas:

austrumu garums no 25°50' līdz 25°53'

ziemeļu platums no 56°42' līdz 56°43'30".

Aptuveni stacionāra centrā atrodas "Vesetnieku" mājas (1. attēls). Tuvākie lielākie apdzīvotie centri ir Jaunkalsnavas ciems un Pļaviņu pilsēta. Pirmais no stacionāra atrodas 10 km, bet otrā - 15 km attālumā. Stacionāra teritoriju šķērsojošais lielākas nozīmes ceļš ir Pļaviņu-Jāņukalna ceļš, kas šķērso Vesetas upi pie "Vesetniekiem". Samērā labā stāvoklī esošs ceļš savieno "Vesetniekus" arī ar Jaunkalsnavu. Stacionāra teritorijas ziemeļu daļa robežojas ar vietējas nozīmes dzelzceļa atzaru Jaunkalsnava-Vesetas karjers Vietalvā. Tuvākā pasažieru dzelzceļa līnijas Rīga-Vecumi stacija - Spīgana atrodas 7 km attālumā no "Vesetniekiem".

2.2. KLIMATS, ĢEOLOĢISKĀ UZBŪVE, RELJEFS, ŪDEŅI UN AUGSNE

Stacionārs atrodas apvidū, kam raksturīga klimata pāreja no piejūras uz kontinentālo klimatu. Vidējais nokrišņu daudzums 1967.-2000. gadu periodā bijis 797 mm gadā. Lielākā daļa no tiem izkrīt lietūs veidā siltajā gada laikā - galvenokārt jūlijā un augustā. Augšminētajā laika periodā nokrišņu daudzums veģetācijas periodā vidēji bija 448. Meža ūdens bilancē nozīmīga loma ir augsnē saglabātajiem pavasara sniega kušanas ūdeņiem, kā arī pazemes spiedes ūdeņiem. Veģetācijas periodā vairums nokrišņu iztvaiko no koku vainagiem un zemsegas; augsnē iesūcas tikai neliela daļa. Sniega sega Kalsnavas apvidū saglabājas ilgāk nekā vidēji Latvijas teritorijā. Sniega segas ilgums vidēji ir 110-120 dienas gadā (Sacenieks, 1953). Sniega kušana Vesetas augštecē aizkavējas vidēji par 6 dienām salīdzinājumā ar stacionāra rajonu (Залитис, 1983). Gada vidējā gaisa temperatūra ir no +5°C līdz +6°C. Ilggadīgā vidējā gaisa temperatūra janvārī ir no -5°C līdz -6°C, bet jūlijā - +16 līdz +18°C (Sacenieks, 1953; Андерсон, 1972). Ekstrēmās gaisa temperatūras atsevišķos gados svārstās apmēram no -35°C līdz +35°C (Sacenieks, 1953).

Apvidū valdošie ir rietumu un dienvidrietumu vēji.

Apvidus atrodas Vidzemes centrālās augstienes dienvidrietumu malā, nogzē – pārejā uz Lubānas līdzenumu (Sacenieks, 1953) un pieder pazemes spiedes ūdeņu atslodzes apgabalam (Залитис, 1983). Mežu masīvam atrodies šādā pārejas joslā starp morēnu uzkalniem, zemu pauguraini un Lubānas līdzenumu ir daudz dažādību kā reljefa, tā arī augsnes materiāla ziņā. Stacionāra teritorijai ir arī salīdzinoši sarežģīta ģeoloģiskā struktūra.

Hidrogrāfisko tīklu veido Vesetas upe, kas sadala stacionāra teritoriju divās daļās, kā arī mākslīgu nosusināšanas grāvju sistēma (1. attēls). Liela daļa no nosusinātajām upes kreisā krasta teritorijām uzskatāma par Vesetas palieni un pirms nosusināšanas tur pletās palienes jeb pārejas tipa purvs. Daļa no Vesetas palienes tomēr ir saglabāta un 1999. gadā kā dabas liegums noteikts Aizkraukles rajona Vietalvas un Aiviekstes pagastu teritorijā atrodošais “Vesetas palienes purvs”.

Pārrakta un nosusināšanas grāvju sistēmā iekļauta ir Vesetas kreisā krasta pieteka – Mailīšu grāvis, kas sākas Druvēnu kalnu dienvidu nogāzē un ietek Vesetā pie “Vesetniekiem” (1. attēls). Vesetas upei stacionāra teritorijā ir līdzenumu upes raksturs. Upes ūdens līmeņa svārstības vasarā atkarīgas no sateces baseina augšteces daļā izkritušajiem lietus ūdeņiem (Андерсон, 1972). Vesetas upe iztek no Vidzemes augstienes – Kālu ezera (185 m v.j.l.) Vestienas pagastā un ietek Aiviekstē pie Vesetas kroga. Upe ir 64 km gara, ar 112 m kritumu. Plūstot caur kalnotu apvidu upe ir ļoti nevienāda, vietām ļoti strauja, ar stāviem krastiem, it īpaši augšgalā un lejas galā. Turpretī upes vidus daļā vasarā reizēm pat grūti noteikt ūdens plūsmas virzienu (“Pludināšanas darbi Vesetas upē”, 1937). Vesetas upe vairākās vietās ir pārrakta un iztaisnota, lejtecē pilnīgi jaunā vietā ievadīta Aiviekstē.

Dienvidu virzienā no stacionāra teritorijas 3-6 km attālumā atrodas vairāki nelieli purva ezeri – Neļaubītis, Dāmenezers, Spīģanas ezers, Līkais ezers un Skaidrais ezers, kuriem raksturīga aizaugšanas tendence (1. attēls). Dāmenezers un Neļaubītis pirms Vesetas pārrakšanas 19. gs. aizņēmuši ievērojami lielāku platību.

Stacionāra teritorijas apvidus reljefs ir līdzens (vidēji ap 100 m v.j.l.), ar vāju virsmas slīpumu, ir arī pārpurvoti nogabali. Tikai teritorijas ziemeļaustrumos reljefs ir šķēršļots un sīki paugurains. Pauguri veidoti no smilts, grants un putekļu materiāla, kas radies ledāja kušanas ūdeņu darbības rezultātā (Kāposts, 1957; Андерсон, 1972). Morēnu pamatmateriāls šeit atrodas samērā dziļi (Kāposts, 1957). Starppauguru ieplakas lielākoties pārpurvotas un klātas ar vairāk nekā 5 m dziļu kūdras kārtu. Purvainās augsnes 20. gs. 60.-tajos gados nosusinātas.

Absolūtā augstuma svārstības Vesetnieku teritorijā ir no 89 m Vesetas upes gultnē līdz 108 m Druvēnu kalnu nogāzē. Stacionāra teritorijas ziemeļu un ziemeļaustrumu daļa robežojas ar Druvēnu kalniem – mežiem apaugušiem pauguriem, kuru pamatmasīvs atrodas teritorijā

starp Jaunkalsnavas-Vietalvas dzelzceļu un Vesetas pieteku - Savītes upi (1. attēls). Tā ir gara, izstiepta pauguru grēda, kas paraleli dzelzceļam dienvidrietumu-ziemeļaustrumu virzienā. Minētā pauguru grēda veidota no samērā stāviem pauguriem, kas labi atdalās no abās pusēs esošā līdzenuma. Augstākās vietas absolūtais augstums šeit sasniedz 155 m v.j.l (Avotiņa, 1999). Ar pauguriem un ievērojamu reljefa paaugstinājumu izceļas arī apvidus uz ziemeļrietumiem no stacionāra. Tā, piemēram, Springēnu-Taurupes apkārtņē atsevišķi pauguri sasniedz apmēram 130 m v.j.l (Kāposts, 1957).

Dienvidaaustrumos, apmēram 6 km no stacionāra teritorijas, starp Jaunkalsnavu un Spīganu stiepjas ar mežu klāta pauguru grēda, jeb osveidīgu pauguru grupa – Kāršu kalni, kas ir ledāja un ledus kušanas ūdeņu veidojums (Kāposts, 1957) (2. attēls). Pēc V.Kāposta (1957) datiem māls minētajos pauguros neietilpst kā veidotājs materiāls. Dominējošais materiāls pēc viņa uzskata ir ūdens pārskalota smiltis, grants un putekļu materiāls. Tie ir tekošu ūdeņu sedimentēti materiāli, kas nogulsņējušies ledāja ieplakās. Augstākā virsotne šajā apvidū ir 122 m v.j.l (Avotiņa, 1999). Pa kalniem ved meža ceļš no Jaunkalsnavas uz Pļaviņām.

Pēc teritorijas ģeoloģiskās izpētes ekspedīcijas iegūtajiem datiem, teritorijas ģeoloģisko uzbūvi veido kvartāra un devona ieži (Андерсон, 1972). Kvartāra iežiem pieskaitāmi purvu-kūdras nogulumu (b_{IV}), aluviālās smiltis un smilšmāli (al_{IV}), fluvioglaciālās smiltis (fgl_{III}^V), limnoglaciālās smiltis, mālsmiltis, smilšmāls un māls (lg_{III}^V) un morēnu smilšmāls un mālsmiltis (gl_{III}^V). Kopējais kvartāra nogulumu segas biezums svārstās no 13 līdz 25 m. Zem tās atrodas augšdevona franas stāva sargajevas horizonta dolomīti ($D_3 sr$).

Dolomītu augšējā robeža izvietota gandrīz horizontāli ar absolūtā augstuma atzīmēm 77-79 m (Залитис, 1983). Virs dolomītiem atrodas 2,5 līdz 9,0 m biezs ūdensnecaurļaidīgs morēnu smilšmālu un mālsmiltis slānis. To sedz 2 līdz 7 m biezs limnoglaciālo smilšu slānis. Virs tā, savukārt, izvietots limnoglaciālu smilšmālu un smaga māla slānis. Iepriekšminētās kārtas zināmā mērā ir kā ūdensnecaurļaidīgs “vāks” starp sargajevas horizonta pazemes spiedes ūdeņiem un augsnes gruntsūdeņiem. Virs šī “vāka” atrodas fluvioglaciālas smiltis slānis ar biežumu no 2 līdz 15 m, kas veido augsnes minerālgrunts augšējo daļu. Ūdensnecaurļaidīgo morēnu smilšmālu biezums variē 4 līdz 10 m robežās. Pazemes ūdens tomēr ceļās uz augšu jeb izķīlējas pa šī ūdensnecaurļaidīgā slāņa plaisām (Залитис, 1983). Palienu daļā upes virzienā no Avensalas paugura pazemes ūdeņu pjezometriskais līmenis atrodas apmēram par 80 cm augstāk par zemes virsmu. Vietām plaisas ir pildītas ar ūdeni zem tāda spiediena, kas izraisa ūdens pacelšanos akās līdz 2 m virs kūdras virsmas (Залитис, 1994). Tādēļ šeit izveidojusies īpaši pārmitra zona un kūdras slāņa biezums pārsniedz 5 m (Залитис, 1983). Stacionāra teritorijā ir arī vietas, kur šis līmenis ir 8,6 m dziļi zem augsnes virsmas (Андерсон, 1972).

Augsnes gruntsūdeņi pārstāv visus kvartāra nogulumu ģenētiskos slāņus un stacionāra teritorijā atrodas 0,5 līdz 4,0 m no zemes virsmas (Андерсон, 1972). Sargajevs horizonts dotajā teritorijā raksturojas ar hidrokarbonātu kalcija magnija un hidrokarbonātu kalcija tipa pazemes ūdeņiem.

Vesetas upes labajā krastā pārsvarā ir meži ar hidromorfām minerālaugsnēm, kur kūdras slāņa biezums nepārsniedz 30-40 cm. Tas norāda uz mazāk intensīvu pārpurvošanās procesu salīdzinājumā ar kreisā krasta platībām.

Hidromorfās minerālaugsnes Vesetnieku stacionāra teritorijā pēc savas struktūras atbilst lielākajam šādu augšņu vairumam. Pēc P. Zālīša (Залитис, 1983) datiem, šo augšņu organiskā slāņa tilpummasa ir 0,15-0,30 g cm⁻³ un biezums nepārsniedz 20-25 cm. Zem organiskā slāņa atrodas 30-60 cm biezs fluvioglaciālās smilts slānis. Šīs augsnes tilpummasa ir 1,3-1,5 g cm⁻³. Smalkās daļiņas ar diametru zem 0,01 mm sastāda ap 3%. Slāņa apakšējā daļā nereti ir sastopams ortšteins. Zemāk atrodas 30-50 cm biezs mālsmilts un smilšmāla slānis ar tilpummasu 1,6-1,9 g cm⁻³, zem kura atkal seko smilts ar tilpummasu 1,6 g cm⁻³.

Stacionāra teritorijas 5 nosusināto mežu ūdens sateces baseinu nomalēs - sausieņu teritorijās augsne parasti ir pārveidota, vāji podzolēta smilts vai grants uz smilts vai grants pamatnes ar nelielu māla piejaukumu. Parasti šīs augsnes sastopamas reljefa paaugstinājumos un klātas ar priežu audzēm (mētrājs, sils).

Kūdras nogulumu veido ievērojamas platības un sastopami visā stacionāra teritorijā. Pašreizējo meliorēto mežaudžu vietā pirms tam bijis zāļu-pārejas tipa purvs, kas tika intensīvi nosusināts ar grāvju un segtās drenāžas palīdzību. Mežaudžu un augsnes stāvoklis nenosusinātā un nosusinātā platībā skatāms 2. un 3. attēlos. Grāvji ar dziļumu 1.1-1.2 m izrakti 1960. gadā un pēc diviem gadiem 80-90 cm dziļumā ierīkota segtā drenāža. Pēc nosusināšanas vidējais gruntsūdens līmenis nav augstāks par 65-70 cm.

1., 2., un 3. stacionāra ūdens sateces baseini atrodas uz nosusinātām kūdras augsnēm, bet 4. un 5. uz nosusinātām hidromorfajām minerālaugsnēm. Kūdras slāņa biezums stacionāra teritorijā vietām pārsniedz 5.5 m dziļumu. Pēc 70.-tajos gados veiktajiem pētījumiem sakņu horizontā 75-80% sastopama grīšļu kūdra un 20-25% koku kūdra. 1.5 līdz 2.0 m dziļumā konstatēts neliels niedru kūdras piejaukums. Kūdras sadalīšanās pakāpe toreiz un arī pašlaik - vidēji ir 20-30%. Augšējā horizontā līdz 10 cm dziļumam izveidojies un, vietām, līdz pat šodienai (3. attēls) saglabājies sfagnu horizonts, kurš citādi pēc nosusināšanas intensīvi sadalījies.



2. attēls. Mežaudzes un augsnes stāvoklis nenosusinātā platībā.

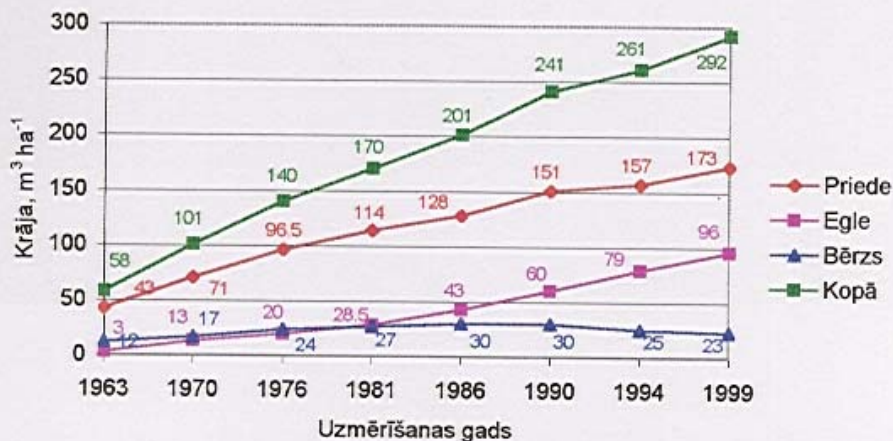


3. attēls. Mežaudzes un augsnes stāvoklis 40 gadus pēc nosusināšanas.

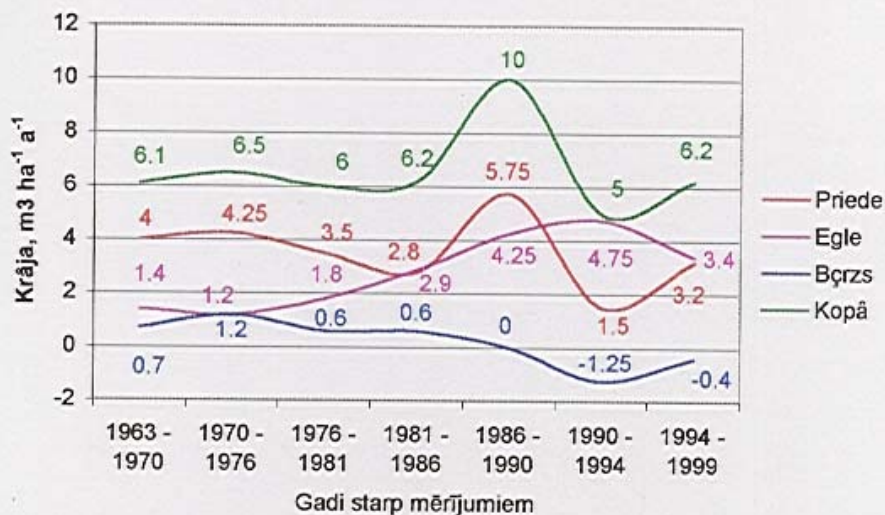
2.3. MEŽSAIMNIECISKAIS RAKSTUROJUMS

Līdz nosusināšanai objektos atradušās zemas bonitātes IV–V vecuma klašu bērzu–priežu audzes. Audzes sastāvs 8P2B+E, krāja $55 \text{ m}^3/\text{ha}$, krājas tekošais pieaugums $1.8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. 10 gadu laikā pēc nosusināšanas krāja divkāršojusies un 1973. gadā sastādīja $112 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Audzes sastāvs 7P1E2B. Tekošais pieaugums $4.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Kopš 1963. gada stacionāra teritorijā ir ierīkoti vairāk nekā 40 kokaudžu parauglaukumi, kuros, ik pēc 4-5 gadiem, tiek veikta krājas pārmērīšana. Pašlaik, 40 gadus pēc nosusināšanas, kokaudzes krāja ir $292 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (4. attēls). Laika posmā pēc meliorācijas parauglaukumos pieaugusi egles krāja, bet vērojama priedes un bērza krājas samazināšanās

4. attēls. Mežaudžu krājas izmaiņas laika gaitā pēc nosusināšanas (30 parauglaukumu vidējā krāja).



3. attēls. Mežaudžu krājas izmaiņas laika gaitā pēc nosusināšanas (30 parauglaukumu vidējā krāja).



4. attēls. Krājas uzkrāšanās tempa izmaiņas laikā pēc nosusināšanas (30 parauglaukumu vidējie dati).

Vesetnieku ūdens sateces baseinu teritorijai pēc 1999. gada mežierīcības datiem ir sekojoši mežsaimnieciskie rādītāji (skatīt arī 1. un 2. tabulās):

1. ūdens sateces baseins

Valdošā koku suga pēc platības sateces baseina teritorijā ir priede ar 53%. Bērzs pēc platības aizņem 41%, bet egļe 6%. Visplašāk pārstāvētais meža augšanas apstākļu tips ir Ks ar 69%, bet tālāk seko Dm (13%), Km (10%), Nd (6%), Ln (1%) un Kp (1%). Priedei pēc platības vislielāko teritoriju aizņem audzes ar III bonitāti (37%). Nedaudz mazāk ir pārstāvētas audzes ar II bonitāti (34%). I bonitātes audzes sastāda 20%, bet IV bonitātes audzes 8%. Bērzs galvenokārt ir pārstāvēts ar IV bonitātes audzēm (84%). III bonitātes audzes pēc platības aizņem 16%. Egļe, kura kā valdošā suga 1. baseina teritorijā aizņem tikai 1.6 ha, ir pārstāvēta ar II (81%) un III

(19%) bonitātes audzēm. Vidēji visām sugām vislielākais īpatsvars ir IV bonitātes audzēm (pateicoties bērzam). Tālāk ar 27% seko III bonitāte, ar 23% II bonitāte un ar 11% I bonitāte. Priežu audzes pārstāvētas galvenokārt ar IV vecuma klasi (58%) (61-80 gadi). Egļu audzēs pēc platības ar 81% dominē I vecuma klase (1-20 gadi). Bērzam pārsvarā (60%) sastopamas VIII vecuma klases audzes (71-80 gadi). Plaši pārstāvēta arī VI vecuma klase (36%) (51-60) gadi. Priedei vislielāko platību aizņem audzes ar biežību 0.7 (60%). Daudz ir arī zemas biežības (0.4) audžu (26%). Egļu audžu biežība ir galvenokārt 0.6 (81%). Tas pats attiecas arī uz bērzu (84%). Vidēji kopumā visām sugām baseina teritorijā dominē audzes ar biežību 0.6 (40%) un biežību 0.7 (33%). Priedes vidējā audžu krāja uz ha sastāda $209 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, eglei $54 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, bet bērzam $173 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Vidējā visu koku sugu krāja baseina teritorijā ir $185 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

2. ūdens sateces baseins

90% no baseina mežaudžu teritorijas valdošā koku suga ir priede. Salīdzinoši nelielas teritorijas aizņem egles (7%), bērzs (2%), kā arī melnalksnis un baltalksnis. Sateces baseina nosusinātā teritorija robežojas ar ievērojāmām sausieņu mežu augšanas apstākļu tipu platībām – Ln (33,3 ha) un Dm (23 ha), kas sastāda, attiecīgi, 30% un 21% īpatsvaru starp sateces baseinā pārstāvētajiem meža tipiem. Sausieņu meži kopumā aizņem 55% no sateces baseina teritorijas, kas arī nosaka priedes dominanti šajā ūdens sateces baseinā. No visiem meža augšanas apstākļu tipiem visplašāk (34%) ir pārstāvēts Ks (37,2 ha). Samērā liels (9%) ir arī Km īpatsvars (8.7 ha). Salīdzinājumā ar 1. sateces baseinu ir daudz lielāka meža augšanas apstākļu tipu daudzveidība. Pārstāvēti ir 11 meža augšanas apstākļu tipi: Sl, Mr, Ln, Dm, Vrs, Db, Am, As, Km, Ks, Kp. Kopumā 2. baseinā galvenokārt ir II bonitātes audzes (40%). Tālāk ar 22% seko III bonitātes audzes un ar 18% I bonitātes audzes. Šajā sadalījumā vislielākā loma ir priedei, kurai II bonitātes audžu īpatsvars sastāda 42%. Arī eglei pārsvarā ar 44% ir II bonitātes audzes. Nelielajā bērza platībā visvairāk ir pārstāvēta I bonitāte (78%). Priedei galvenokārt sastopamas briestaudzes – V vecuma klase aizņem 49% un IV vecuma klase 17% no teritorijas. Eglei, turpretī, 81% sastāda jaunaudzes. Egļu 2. baseinā sastopamas galvenokārt retas audzes (50%) ar biežību 0.5. Audzes ar biežību 0.7 sastāda 24%. Priedei sastopamas galvenokārt audzes ar biežību 0.6 (34%) un 0.7 (33%). Arī vidēji visām sugām kopumā audzes grupējas galvenokārt šajās biežību klasēs (attiecīgi, 33% un 32%). Visu koku sugu vidējā audžu krāja uz ha ir 204 m^3 , kas ir augstāka nekā 1. baseinā. Tas daļēji izskaidrojams ar to, ka priedei šeit dominē V vecuma klase (81-100 gadi), kamēr 1. baseinā pārsvarā ir IV vecuma klases (61-80 gadi) mežaudzes. Lai gan kopumā 1. baseinā ir daudz pieaugušu bērzu audžu, tomēr to krāja, kas kopumā ir zemāka nekā priedei un sastāda $173 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, proporcionāli šo audžu platībai pazemina kopējo krāju uz ha. Arī priedes krāja 2. baseinā ir nedaudz augstāka $214 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (1. baseinā tā ir $209 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Egļu audžu krāja uz ha ir lielāka 2. baseinā, jo šeit ir lielākais īpatsvars ir II vecuma klases audzēm, kamēr 1.

baseinā dominē I vecuma klase.

3. *ūdens sateces baseins*

Valdošā koku suga ar 55% no teritorijas platības ir egļe. Atšķirībā no 1. un 2. baseina priede šeit ir tikai otra izplatītākā suga ar 30%. Diezgan nozīmīgs ir bērza īpatsvars (15%). Šajā baseinā sastopami 12 meža augšanas apstākļu tipi, kas ir vēl vairāk nekā 2. baseinā. Sausieņu meži sateces baseina teritorijā aizņem 41.2% no baseina platības, meži ar slapjām minerālaugsnēm 2.8%, meži ar slapjām kūdras augsnēm 0.4%, āreņi 17.2% un kūdreņi 38.4%. Atšķirībā no 1. un 2. baseiniem šeit pārsvarā sastopamais meža augšanas apstākļu tips nav Ks, bet gan Dm - ar īpatsvaru 21%. Pie izplatītākajiem tiptiem jānosauc arī As (17%) un Kp (17%). 3. baseinā dominējošie meža augšanas apstākļu tipi norāda uz lielāku augšņu auglību salīdzinājumā ar 1. un 2. baseiniem. Baseinā kopumā dominē II bonitāte (50%). Arī priedei (66%) un eglei (47%) pārsvarā ir platības ar II bonitāti. Bērzam pārsvarā ir III bonitāte (37%), kā arī II bonitāte (28%). Priedei 51% no platības aizņem IV vecuma klases audzes (61 – 80 gadi). Jau ievērojami mazāks ir V (20%) un VI (16%) vecuma klašu īpatsvars. Eglei 77% no teritorijas aizņem jaunaudzes (I vecuma klase 41% un II vecuma klase 36%). Sastopamas arī pieaugušas un pāraugušas egļu audzes. Bērzam ar 42% dominē VII vecuma klases audzes (61 –70 gadi). Liels ir pieaugušu un pāraugušu audžu īpatsvars (33%). Kopumā visvairāk pārstāvētas audzes ar biežību 06 (27%) un 07 (29%). Priedei 49% no platības aizņem audzes ar biežību 0.6 un 28% ar biežību 0.7. Eglei, kas pārsvarā ir jaunaudžu vecumā, vairāk ir pārstāvētas platības ar biežību 0.7 (27%), 1.0 (25%) un 0.8 (24%). Bērzam, turpretī, dominē retākas audzes ar biežību 0.7 (41%), 0.6 (20%) un 0.5 (19.5%). Kopumā 3. baseins raksturojas ar viszemāko krāju uz ha ($138 \text{ m}^3/\text{ha}$) starp baseiniem uz nosusinātajām kūdras augsnēm. Tas izskaidrojams ar lielo egļu jaunaudžu īpatsvaru, kur krāja ir tikai $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Tomēr, vienlaikus, baseinam raksturīga vislielākā priedes krāja – $219 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Baseinā ir arī salīdzinoši lielāka bērza audžu krāja – $187 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. 3. baseina egļu audžu krāja ir lielāka nekā 1. baseinā, bet mazāka nekā 2. baseinā, jo šeit ar 41% atkal dominē I vecuma klases audzes.

4. *ūdens sateces baseins*

Valdošā koku suga ar 63% ir priede. Egļe sastāda 35% no teritorijas, bet bērzs tikai 2%. Sateces baseina teritorijā sastopami 10 meža augšanas apstākļu tipi: Sl, Mr, Ln, Dm, Av, Am, As, Km, Ks, Kp. Visvairāk ir sastopami āreņi – As (25%) un Am (24%), kā arī Ln (22%). Priede visvairāk ir pārstāvēta ar II bonitātes audzēm (55%), ko norāda arī Ln izplatība. Daudz ir arī III bonitātes audžu (44.5%). Eglei izplatītas ir audzes ar II (52%), III (24%) un I (23.5%) bonitāti. Bērza audzēm ir III bonitāte. Kopumā visvairāk pārstāvētas II (51%) un III (39%) bonitātes. Priedei ar 40% dominē IV vecuma klase (61-80 gadi) un ar 28% III vecuma klase (41-

60 gadi). Egle 4. baseinā izceļas ar vecākām audzēm, kas atspoguļojas arī lielākā audzes krājā uz ha. Dominē III vecuma klase (29%). Tālāk seko II vecuma klase (23%). Bērzam 96% no teritorijas ir VI vecuma klases audzes. Kopumā vislielāko teritoriju aizņem audzes ar biežību 0.7 (36%). Arī priede visplašāk pārstāvēta ar biežības 0.7 audzēm (45%). Eglei dominē audzes ar biežību 0.8 (33%). Kopējā audžu krāja ($167 \text{ m}^3/\text{ha}$) ir lielāka nekā 3. un 5. baseinā, bet mazāka nekā 1. un 2. baseinā. Priedei ir viena no zemākajām krājām uz ha ($154 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) salīdzinājumā ar citiem baseiniem, jo šeit tai ir lielāks jaunaudžu īpatsvars. Eglei un bērzam, turpretī, ir vislielākā krāja (attiecīgi, 187,5 un $210 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) salīdzinājumā ar pārējiem baseiniem.

5. ūdens sateces baseins

Valdošā koku suga ar 72% no baseina platības ir egle; tālāk seko bērzs (20%) un priede (8%). Ūdens sateces baseina teritorijā sastopami 6 meža augšanas apstākļu tipi: Ln, Dm, Am, As, Ks un Kp. Visvairāk pārstāvēti ir As (57%) un Ks (30%), samērā bieži arī Kp (9%). Kopumā baseina teritorijā dominē II bonitātes mežaudzes (69%), ko nosaka šīs bonitātes dominante eglei (76%) un priedei (67%). Bērzam līdzīgi lielu teritoriju aizņem II (48%) un III (52%) bonitātes mežaudzes. Priedei vislielāko teritoriju (69%) aizņem II vecuma klases mežaudzes (21 – 40 gadi), ar ko izskaidrojama priežu audžu zemā ($132 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) krāja uz ha šajā baseinā. Egļu audzes apmēram līdzīgi sadalās starp I (50%) un III vecuma klasi (42%), bērzam – starp V (41%) un VIII (57%) vecuma klasēm. Kopumā vislielāko teritoriju aizņem mežaudzes ar biežību 0.6 (52%) un 0.7 (44%). Kā priežu, tā arī egļu audzēm dominē biežība 0.6 (attiecīgi, 61% un 54%). Eglei ir arī lielas platības ar biežību 0.8 (44%). Bērza audzēm dominē biežība 0.6 (41%) un 0.7 (56%). Kopumā 5. ūdens sateces baseins raksturojas ar viszemāko vidējo krāju uz ha ($117 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), kas izskaidrojams ar lielo jaunaudžu īpatsvaru.

1. tabula

Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra ūdens sateces baseinu mežsaimnieciskais raksturojums

| Ūdens sateces baseins | Baseina kopējā platība / baseina nosusinātās teritorijas platība | Ūdens sateces baseinā pārsvarā esošās augsnes | Koku sugas pēc platības | Meža augšanas apstākļu tipi pēc platības | Pārsvarā esošā audžu bonitāte pa sugām | Pārsvarā esošā audžu vecuma klase pa sugām | Pārsvarā esošā audžu biežība pa sugām |
|-----------------------|------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|-------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------|--------------------------------------------|---------------------------------------|
| | | | | | | | |

| | | | | | | | |
|----|-----------------------|-----------------------------------------|----------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------------------------|
| 1. | 33 ha / 26,1 ha | Nosusi- nātās kūdras augšnes | P (53%) B (41%) E (6%) | Ks (69%) Dm (13%) Km (10%) Nd (6%) Ln (1%) Kp (1%) | P II-III B IV E II | P IV B VIII E I | P 0,7 B 0,6 E 0,6 |
| 2. | 113,7 ha / 63,7 ha | Nosusi- nātās kūdras augšnes | P (91%) E (7%) B (1,6%) M (0,39%) Ba (0,01%) | Ks (34%) Ln (30%) Dm (21%) Km (8,5%) Mr (2%) Sl (2%) As (1%) Am (0.5%) Db (0.4%) Vrs (0.4%) Kp (0,2%) | P II E II B I M II Ba I | P V E II B III M V Ba IX | P 0,6;0,7 E 0,5 B 0,6;0,7 M 0,3 Ba 0,7 |
| 3. | 139,1 ha / 91,8 ha | Nosusi- nātās kūdras augšnes | E (55%) P (30%) B (15%) | Dm (21%) As (17%) Kp (17%) Ks (14%) Ln (13%) Km (8%) Vr (6%) Vrs (2%) Mr (0,8%) Nd (0,4%) Dms (0,4%) Am (0.4%) | E II P II B III | E I-II P IV B VIII | E 0,7; 0,8; 1,0 P 0,6 B 0,7 |
| 4. | 67,3 ha / 60,6 ha | Nosusi- nātās minerāl- augšnes | P (63%) E (35%) B (2%) | As (25%) Am (24%) Ln (22%) Dm (9%) Ks (8%) Km (5%) Av (3%) Kp (3%) Sl (0,5%) Mr (0,5%) | P II E II B III | P IV E II-III B VI | P 0,7 E 0,8 B 0,8 |
| 5. | 33,2 ha / 33,2 ha | Nosusi- nātās minerāl- augšnes | E (72%) B (20%) P (8%) | As (57%) Ks (30%) Kp (9%) Dm (3%) Ln (0,5%) Am (0,5%) | E II B II-III P II | E I un III B V un VIII P II | E 0,6;0,7 B 0,6;0,7 P 0,6 |

| | | | | | | | |
|-------------|------------------------|--|----------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Kopā | 386,3 ha / 275,4 ha | | P (54%) E (34%) B (11%) M (0,1%) Ba (0,003%) | Ks (24,5%) Ln (18,0%) Dm (16,4%) As (15,7%) Kp (7,4%) Km (7,0%) Am (4,6%) Vr (2,1%) Mr (1,1%) Vrs (1,0%) Sl (0,7%) Av (0,6%) Nd (0,6%) Dms (0,1%) Db (0,1%) | P II E II B III;IV M II Ba I | P IV;V E I;II B VIII M V Ba IX | P 0,7;0,6 E 0,7;0,6 B 0,6;0,7 M 0,3 Ba 0,7 |
| | | | | | | | |

Tabulā lietotie apzīmējumi: koku sugas: P - priede, E - egle, B – bērzs, M – melnalksnis, Ba - baltalksnis; meža augšanas apstākļu tipi: Sl – sils, Mr – mētrājs, Ln – lāns, Dm – damaksnis, Vr – vēris, Dms – slapjais damaksnis, Vrs – slapjais vēris, Nd – niedrājs, Db – dumbrājs, Av – viršu ārenis, Am – mētru ārenis, As – šaurlapju ārenis, Km – mētru kūdrenis, Ks – šaurlapju kūdrenis, Kp – platlapju kūdrenis.

2. tabula

Ūdens sateces baseinu mežaudžu krājas, m³ ha⁻¹

| Baseins | Valdošās sugas krāja m ³ /ha | | | | | Vidējā krāja, m ³ ha ⁻¹ |
|---------|-----------------------------------------|------|-------|-------------|-------------|-----------------------------------------------------|
| | Priede | Egle | Bērzs | Melnalksnis | Baltalksnis | |
| 1. | 209 | 54 | 174 | | | 185 |
| 2. | 214 | 98 | 142 | 63 | 80 | 204 |
| 3. | 219 | 80 | 187 | | | 138 |
| 4. | 154 | 188 | 210 | | | 167 |
| 5. | 132 | 101 | 168 | | | 117 |

3. METODIKA

3.1. VIĒLU APRITES RAKSTUROŠANA

Meža ūdenssaimniecības mērījumi veikti sekojošā režīmā:

- Lietus un sniega nokrišņi klajumā ar 1 cm³ precizitāti (Tretjakova nokrišņu uztvērējs) – ikdienu.

- Ūdens līmenis Vesetas upē pie tilta ar 1 cm precizitāti – ikdienu.
- Ūdens līmenis novērošanas akās (220 gab.) ik pēc 5 dienām ar 1 cm precizitāti.
- Ūdens noteces mērījumi 5 pārgāzēs ar āķveida latu ik pēc 3 dienām ar 1 mm precizitāti, pašrakstītāju (*Bandau* tipa) lentu maiņa ik pēc nedēļas.
- Gaisa temperatūras pašrakstītāja (termogrāfa) pastāvīga uzraudzība un lentas maiņa ik pēc nedēļas (1 gab.).
- Desmit atšķirīgās mežaudzēs pa transektiem izvietoto 180 nokrišņu uztvērēju pastāvīga uzraudzība un augsnē nonākušo nokrišņu daudzuma izmērīšana ar 1 cm³ precizitāti ik pēc 10 dienām laikā no 1. maija līdz 31. oktobrim.
- Sniega segas biezuma (ar 1 cm precizitāti) un blīvuma (ar sniega mērītāju) mērījumi 200 vietās 10 atšķirīgas struktūras mežaudzēs ik pēc 10 dienām; sniega kušanas laikā – ik pēc 3 dienām.
- Biogēno elementu mērījumi grunts-, nokrišņu un grāvju noteces ūdenī divas reizes mēnesī.

Lai pārbaudītu hipotēzi par iespējamo barības vielu pastiprinātu izskalošanos no nosusinātajām kūdras augsnēm, laika posmā no 1997. gada aprīļa līdz 2001. gada jūlijam ņemti grāvju noteces ūdeņu paraugi no visiem 5 Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra nosusinātajiem ūdens sateces baseiniem, kā arī no Vesetas upes. Iegūtie rezultāti salīdzināti ar laika posmā no 1996. gada jūlija līdz 1997. gada jūnijam ņemto ūdens paraugu analīžu datiem Lielupes ūdens sateces baseina upēs - Viesītē un Sunītē un tajās ieplūstošajos strautos, kas drenē sausieņu mežus.

Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra nosusinātajos mežos ekosistēmā ienākošā nokrišņu ūdens kvalitāte un kvantitāte raksturota izmantojot 25 nokrišņu uztvērējos savāktu ūdeni. 5 nokrišņu uztvērēji izvietoti klajumā – viens no tiem iekārtots stacionāra centrā, pārējie četri – pa stacionāra teritorijas perimetru aptuveni 1.5 km atstatumā no centra. 20 nokrišņu uztvērēji izvietoti priežu, egļu un bērzu kokaudzēs, kā arī skuju koku jaunaudzē, ikvienā audzē pa 5 uztvērēji. Biogēno vielu izneses aprēķināšanai ūdens paraugi ņemti ikvienā no 5 hidrometriskajiem posteņiem, no kuriem trijos tiek mērīta ūdens notece pa grāvjiem no platībām ar dziļām kūdras augsnēm, bet divos posteņos – no platībām ar hidromorfām minerālaugsnēm. 18 augsnes gruntsūdens akās un 3 pazemes ūdeņu akās dziļumā līdz 25 m tika analizēti ūdens paraugi t.s. fona izmaiņu raksturošanai.

Pētījuma vietas katrā ūdens sateces baseinā izraudzītas tā, lai būtu pārstāvēti attiecīgā sateces baseina meža augšanas apstākļi un, vienlaikus, pētījumā tiktu ietvertas dažāda sugu sastāva dažādu vecumu mežaudzes (5. tabula). Stacionāra shēma redzama 5. attēlā.

Hidroloģisko parametru mērījumi kopš 1963. gada izdarīti saskaņā ar hidroloģijā vispārpieņemtām metodēm: lietus un sniega ūdeņi klajumā noteikti izmantojot Tretjakova

nokrišņu uztvērēju; ikdienas notece mērīta ar “Валдай” tipa pašrakstītāju. Nokrišņi zem mežaudzes vainagu klāja tiek uztverti pie pašas augsnes virskārtas, tādējādi parādot līdz augsnei nonākušos nokrišņus.

Katram ūdens paraugam tiek noteikts N – NH₄⁺, N – NO₃⁻, P – PO₄³⁻, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ daudzums un aktīvā reakcija pH. Noteikts arī augiem viegli pieejamo barības vielu daudzums kūdrā, kā arī izdarītas pilnanalīzes to kopējo krājumu novērtēšanai. Ūdens ķīmiskās analīzes izdarītas LVMI “Silava” Meža augsnes laboratorijā saskaņā ar zinātnē pieņemtām metodēm: slāpekļa, fosfora un kālija daudzums ūdenī noteikts ar fotometrijas metodi, bet kalcijs un magnijs – titrējot ar EDTA (*Унифицированные методы исследования качества вод. (1977) Часть I. Москва, Совет экономической взаимопомощи, Совещание руководителей водохозяйственных органов стран – членов СЭВ. 831 с.*).

Kopš darba uzsākšanas līdz 2001. gada septembra mēnesim veiktas ap 17 600 ūdens ķīmiskās analīzes (49 atkārtojumi), kas izdarītas Latvijas Valsts Mežzinātnes Institūta „Silava“ Augsnes laboratorijā. Pielietotās analīžu metodes un izmantoto aparatūru skatīt 4. tabulā.

Par ūdens kvalitātes kritērijiem izmantotas normas, kas ietvertas: virszemes ūdeņu kvalitātes prasībās, dzeramā ūdens nekaitīguma normās un nitrātu direktīvas prasībās (3. tabula).

3. tabula

Ūdens kvalitātes prasības

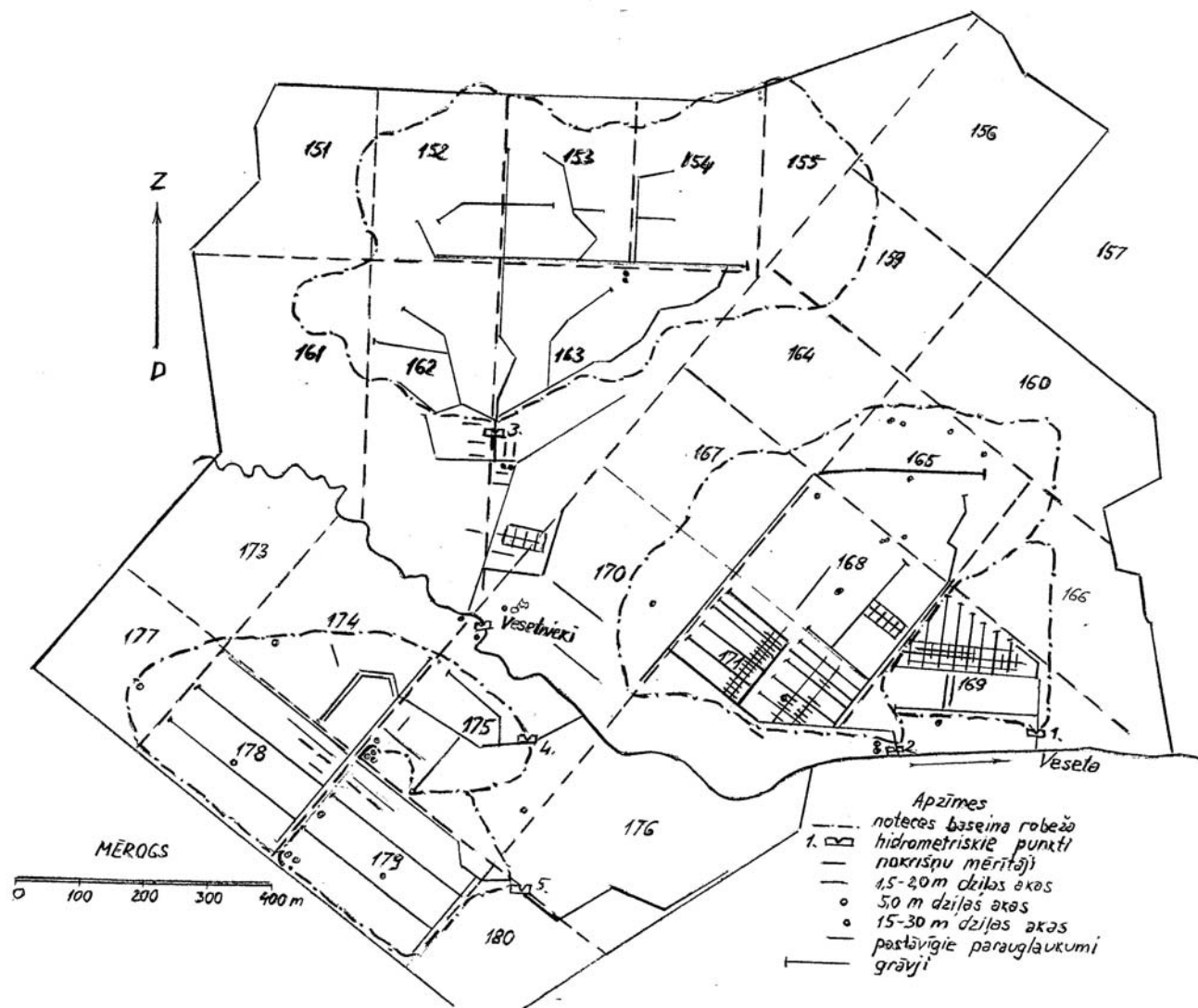
| Parametrs | Mērvienība | Augsta kvalitāte | Labā kvalitāte | Slikta kvalitāte | Robež-koncentrācija |
|------------------|------------------------------------|------------------|----------------|------------------|---------------------|
| Nitrāti | mg/l NO ₃ ⁻ | < 25 | 25 | > 50 | 50 |
| Kopējais amonijs | mg/l NH ₄ ⁺ | < 0.05 | 0.05 | > 0.5 | 0.5 |
| Fosfors | mg/l P ₂ O ₅ | < 0.4 | 0.4 | > 5 | 5 |
| Kālijs | mg/l K | < 10 | 10 | > 12 | 12 |
| Kalcijs | mg/l Ca | | 100 | | |
| Magnijs | mg/l Mg | < 30 | 30 | > 50 | 50 |
| pH | | | 6.5 – 8.5 | | 9.5 |

Analīžu un novērojumu metodes

| Parametrs | Novērojumu biežums gadā | Analīzes metode | Analīzes princips |
|-------------------------------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------------------------|
| N-NH ₄ ⁺ | 24 | LVS ISO 5664:2000 | Spektrofotometrija ar Nesslera reaģentu |
| N-NO ₃ ⁻ | 24 | LVS ISO 7890-1:1986 | Spektrofotometrija ar 2.6 dimetilfenolu |
| P-PO ₄ ³⁻ | 24 | LVS ISO 6878:1998 | Spektrofotometrija ar amonija molibdātu |
| K ⁺ | 24 | LVS ISO 9964-2:1993 | Liesmas fotometrija |
| Ca ²⁺ , Mg ²⁺ | 24 | LVS ISO 6059:1984 | Trilonometrija, titrējot ar EDTA |
| pH | 24 | LVS ISO 10523-1:1994 | Elektrometrija |
| Gruntsūdens paraugu noņemšana | 24 | LVS ISO 5667-11:1999 | |
| Nokrišņu paraugu noņemšana | 24 | LVS ISO 5667-8:1993 | |
| Upju un strautu (grāvju) ūdens paraugu noņemšan | 24 | LVS ISO 5667-6:2000 | |

Pētījuma punktu raksturojums

| Pētījumu vieta gruntsūdens, nokrišņu ūdens u.t.t. ievākšanai | Ūdens sateces baseinos pārsvarā esošās augšnes | Kūdras dziļums pētījuma punktā, cm | Valdošā koku suga nogabalā | Meža augšanas apstākļu tips nogabalā | Audzis bonitāte nogabalā | Audzis vecuma klase nogabalā | Audzis biezība nogabalā |
|-----------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------|
| 1. sateces baseins | Nosusi- nātās kūdras augšnes | | | | | | |
| H 72. aka | | 290 | Priede | Ks | 3 | IV | 0.4 |
| H 103. aka | | 144 | Bērzs | Ks | 4 | VI | 0.6 |
| H 130. aka | | 170 | Bērzs | Ks | 4 | IX | 0.6 |
| 2. sateces baseins | Nosusi- nātās kūdras augšnes | | | | | | |
| H 13. aka | | 405 | Priede | Ks | 4 | V | 0.6 |
| HG 30. aka | | > 500 | Priede | Ks | 2 | IV | 0.7 |
| HG 31. aka | | 0 | Priede | Dm | 1 | V | 0.8 |
| 3. sateces baseins | Nosusi- nātās kūdras augšnes | | | | | | |
| Avota aka | | 15 | Priede | Dm | 1 | V | 0.7 |
| Aka nosusinātā zāļu purvā | | 53 | Bērzs | Kp | 3 | X | 0.5 |
| HGD 34. un HG 37. aka | | 133 | Egle | Kp | 1 | II | 0.5 |
| 4. sateces baseins | Nosusi- nātās minerāl- augšnes | | | | | | |
| HG 1. aka | | 0 | Priede | Ln | 2 | IV | 0.6 |
| HG 6. aka | | 0 | Priede | Ln | 2 | IV | 0.6 |
| HG 9. aka | | 0 | Priede | Ln | 2 | IV | 0.8 |
| HG 26. aka | | 44 | Priede | Am | 3 | II | 0.7 |
| 5. sateces baseins | Nosusi- nātās minerāl- augšnes | | | | | | |
| HG 3. aka | | 44 | Bērzs | As | 3 | V | 0.6 |
| HP 4. aka | | 28 | Egle | As | 2 | I | 0.6 |
| HG 4. aka | | 28 | Egle | Ks | 2 | I | 0.6 |
| HG 7. un HGD 23. aka | | 0 | Egle | As | 3 | II | 0.6 |
| HP 12. aka | | 35 | Egle | Ks | 2 | II | 0.5 |
| HP 20. aka | | 18 | Egle | Ks | 3 | III | 0.7 |
| HGD 22. aka | 0 | Bērzs | As | 3 | V | 0.6 | |



5. attēls. Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra ūdens sateces baseinu shēma ar parauglaukumu un hidroloģisko novērojumu vietu izvietojumu.

3.2. KOKAUDZES PARAMETRU NOVĒRTĒŠANA

Kokaudzes parametru novērtēšanas mērķis bija novērtēt kokaudzes krāju dažādos attālumos no nosusināšanas grāvjiem atrodošos parauglaukumos un pārliecināties, vai nav notikusi tās samazināšanās nosusināšanas grāvju tuvumā.

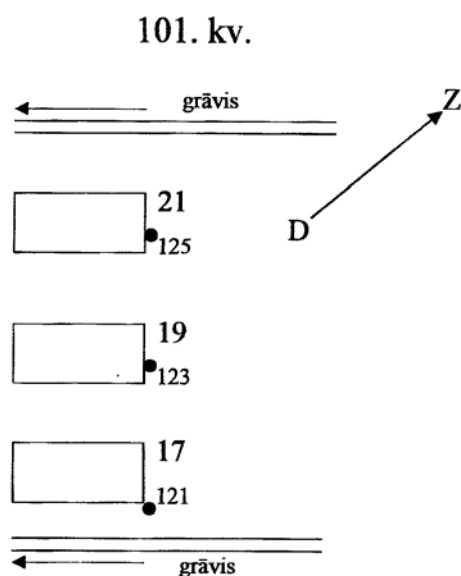
1999. gada jūlijā izdarīta stacionāra teritorijā esošo 30 parauglaukumu pārmērīšana. Parauglaukumos, kuru platība sastāda 0.06 – 0.125 ha veikta audzes dastošana, uzmērot visus kokus ik pa 2 cm caurmēra pakāpēm. Lai konstruētu augstuma līknes, veikti arī koku augstuma mērījumi katrai sugai sastopamajās caurmēra pakāpēs. Katrai koku sugai parauglaukumā aprēķināts audzes vidējā koka caurmērs un augstums, audzes šķerslaukums $m^2 ha^{-1}$, krāja $m^3 ha^{-1}$ un koku skaits $gab. ha^{-1}$.

Pētītās problēmas atspoguļojumam izraudzīti trīs - 0.125 ha (25 m x 50 m) lieli, 1976. gadā ierīkoti priežu audžu parauglaukumi, kuri izvietoti starp 2 nosusināšanas grāvjiem (5. attēls). Attālums starp grāvjiem ir 170 m. Meža tips parauglaukumos ir šaurlapu kūdrenis ar kūdras slāņa biezumu 1.0 m līdz 2.2 m. Divi parauglaukumi izvietoti grāvju tuvumā, bet viens - vidū starp grāvjiem.

Teorētiski zināms, ka atrodoties tālāk no grāvja, gruntsūdens līmenis ir augstāks un, līdz ar to, nosusināšanas efekts mazāks. Tāpat zināms, ka tieši grāvja tuvumā ūdens kustība ir visstraujākā, kas veicina augsnes aerāciju. Tādēļ salīdzināta koksnes krāja parauglaukumos grāvju malā un vidū starp grāvjiem, kā arī nenosusinātā zāļu-pārejas tipa purvā. Gruntsūdens līmeņu salīdzināšanai izmantoti katra parauglaukuma tuvumā esošo gruntsūdens līmeņa novērošanas aku ūdens līmeņa mērījumi. Salīdzinājumam ņemot datus par veģetācijas periodu (maijs – septembris) nokrišņiem bagātajā 1980. gadā un sausajā - 1992. gadā, vidējais gruntsūdens līmenis akā vidū starp grāvjiem bija, attiecīgi, 39 cm un 77 cm, bet akās grāvju malās vidēji - 46 cm un 85 cm.

Latvijas apstākļos pirmajā pēcnosusināšanas apritē dominējošie ir priežu meži. Purvi un pārmitrie meži ir savdabīgs objekts dendrohronoloģiskajiem pētījumiem, jo pieņemts uzskatīt, ka koku pieaugumu šeit nosaka galvenokārt augsnes mitrums.

Lai izmērītu priedes krājas tekošā jeb ikgadējā pieauguma dinamiku mežaudzēs ar atšķirīgu nosusināšanas pakāpi, trijos atšķirīgos objektos (nenosusinātā pārejas purvā, kokaudzē vidū starp grāvjiem un kokaudzē nosusināšanas grāvja malā) tika izraudzīti pa 10 valdaudzes koki, kuriem 1.3 m augstumā no sakņu kakla izdarīti urbumi, ievācot koksnes radiālos serdeņus. Katram no šiem 10 kokiem izmērīts pēdējo 30 gadu (no 1970. līdz 2000. gadam) gadskārtu platumš. Pēc tam katrai gadskārtai aprēķināts šķerslaukums, kas labāk nekā gadskārtas platumš raksturo dažāda caurmēra koku augšanas intensitāti.



17; 19; 21. – kokaudžu parauglaukumu numuri

121; 123; 125. – gruntsūdens līmeņa mērīšanas akas

6. attēls. Parauglaukumu izvietojuma shēma.

4. REZULTĀTI

4. 1. KOKAUDZES PARAMETRU IZMAIŅAS

Kopumā vidēji 30 kokaudžu parauglaukumos 1999. gadā, 40 gadus pēc nosusināšanas, audzes sastāvs ir 6P3E1B, tekošā bonitāte - II^a, krāja - 292 m³ ha⁻¹ un krājas uzkrāšanās temps - 6.2 m³ ha⁻¹ a⁻¹. Laika posmā pēc meliorācijas pieaugusi priedes un egles krāja, bet vērojama bērza krājas samazināšanās. Audzes sastāvā pakāpeniski pieaudzis egles krājas īpatsvars, bet samazinājies bērza un priedes īpatsvars.

Audzes sastāva izmaiņas

Parauglaukumā vidū starp grāvjiem 23 gadu laikā priedes īpatsvars (pēc krājas) kokaudzes struktūrā samazinājies par 11% (no 61% līdz 50%), egles īpatsvars pieaudzis par 24% (no 17% līdz 41%) un bērza īpatsvars samazinājies par 13% (no 22% līdz 9%) (7. attēls).

Parauglaukumos grāvja malā priedes īpatsvars samazinājies par 11% (no 60% līdz 49%), egles īpatsvars pieaudzis par 22% (no 24% līdz 46%) un bērza īpatsvars samazinājies par 11% (no 16% līdz 5%) (8. attēls).

Tātad koku sugu sastāva izmaiņas atšķirīgos attālumos no grāvja notikušas līdzīgi, egles īpatsvaram aptuveni izlīdzinoties ar priedes īpatsvaru. Egles īpatsvars straujāk palielinājies

grāvja malā, kas arī noteicis priedes īpatsvara samazināšanos. Bērza īpatsvars gan sākotnēji, gan arī pašlaik ir lielāks vidū starp grāvjiem.

Vidējais caurmērs

Parauglaukumā vidū starp grāvjiem priedes vidējais caurmērs pieaudzis no 16.4 cm līdz 22.7 cm (par 6.3 cm), eglei - no 13.5 cm līdz 15.3 cm (par 1.8 cm) un bērzam - no 14.1 cm līdz 17.4 cm (par 3.3 cm).

Parauglaukumos grāvja malā priedes vidējais caurmērs pieaudzis no 18.4 cm līdz 24.0 cm (par 5.6 cm), eglei - no 14.7 cm līdz 16.0 cm (par 1.3 cm) un bērzam - no 14.0 cm līdz 16.0 cm (par 2.0 cm).

Iegūtie rezultāti liecina, ka vidējais stumbra caurmērs skuju koku sugām ir lielāks nosusināšanas grāvja tuvumā. Savukārt bērzam tas ir lielāks tālāk no grāvja.

Vidējais augstums

Parauglaukumā vidū starp grāvjiem priedes vidējais augstums palielinājies no 12.0 m līdz 20.0 m (par 8.0 m), eglei – no 10.5 m līdz 16.0 m (par 5.5 m) un bērzam – no 10.5 m līdz 15.5 m (par 5.0 m).

Parauglaukumos grāvja malā priedes vidējais augstums palielinājies no 12.5 m līdz 20.0 m (par 7.5 m), eglei – no 11.5 m līdz 16.5 m (par 5 m) un bērzam – no 11.8 m līdz 14.5 m (par 2.7 m).

Rezultāti liecina, ka tikai egles vidējais augstums ir lielāks grāvja tuvumā.

Šķērslaukums

Parauglaukumā vidū starp grāvjiem priedes stumbru šķērslaukumu summa pieaugusi no 12.5 līdz 15.2 m² ha⁻¹, egles – no 5.0 līdz 13.2 m² ha⁻¹, bet bērza stumbru šķērslaukumu summa samazinājusies no 5.3 līdz 3.6 m² ha⁻¹. Atbilstoši tam, kokaudzes kopējais šķērslaukums mainījies no 22.8 līdz 32.0 m² ha⁻¹.

Parauglaukumos grāvja malā priedes stumbru šķērslaukumu summa pieaugusi no 14.3 līdz 15.5 m² ha⁻¹, egles – no 6.8 līdz 15.4 m² ha⁻¹, bet bērza stumbru šķērslaukumu summa samazinājusies no 4.2 līdz 1.9 m² ha⁻¹. Kokaudzes kopējais šķērslaukums palielinājies no 25.3 līdz 32.8 m² ha⁻¹.

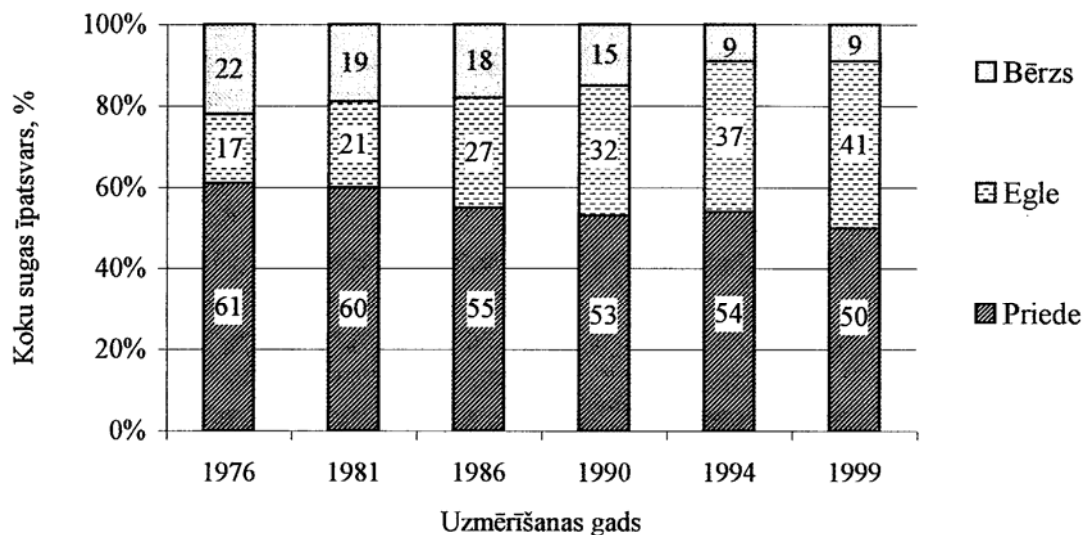
Tātad priedes un egles stumbru šķērslaukums grāvja tuvumā bijis lielāks nekā attālāk no grāvja. Turpretī bērzam grāvja tuvumā tas bijis mazāks.

Krāja

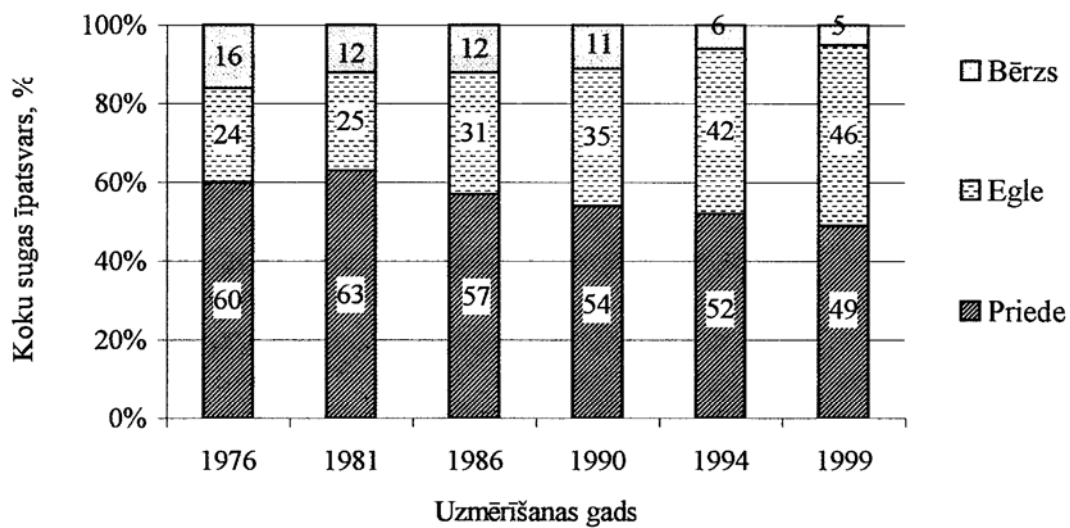
Parauglaukumā vidū starp grāvjiem priedes krāja pieaugusi no 76 līdz 147 m³ ha⁻¹, egles – no 21 līdz 118 m³ ha⁻¹, bet bērza krāja palikusi aptuveni tajā pašā līmenī (9.-11. attēls). Kopējā audzes krāja palielinājusies no 124 līdz 291 m³ ha⁻¹ (12. attēls).

Parauglaukumos grāvja malā priedes krāja pieaugusi no 82 līdz 150 m³ ha⁻¹, egles – no 33 līdz 141 m³ ha⁻¹, bet bērza krāja samazinājusies no 22 līdz 14 m³ ha⁻¹ (9.-11. attēls). Kopējā audzes krāja palielinājusies no 137 līdz 305 m³ ha⁻¹ (12. attēls).

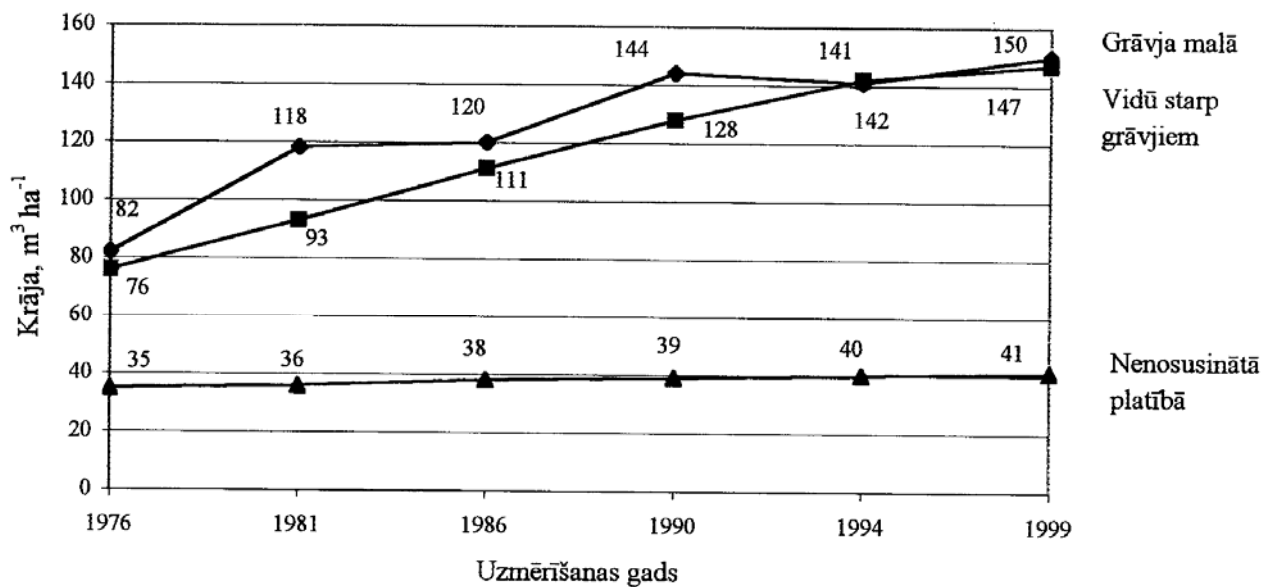
Priedes un egles krāja lielāka bijusi grāvja malā, bet bērzam vidū starp grāvjiem (9.-11. attēls). Priedes krājas atšķirības laika gaitā izlīdzinājušās, eglei tā vienmēr bijusi lielāka grāvja malā, bet bērzam – vidū starp grāvjiem. Nenosusinātā platībā kokaudzes krāja pētītajā laika periodā pieaugusi ļoti maz un faktiski saglabājusies sākotnējā līmenī – ap $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (9;11;12. attēls).



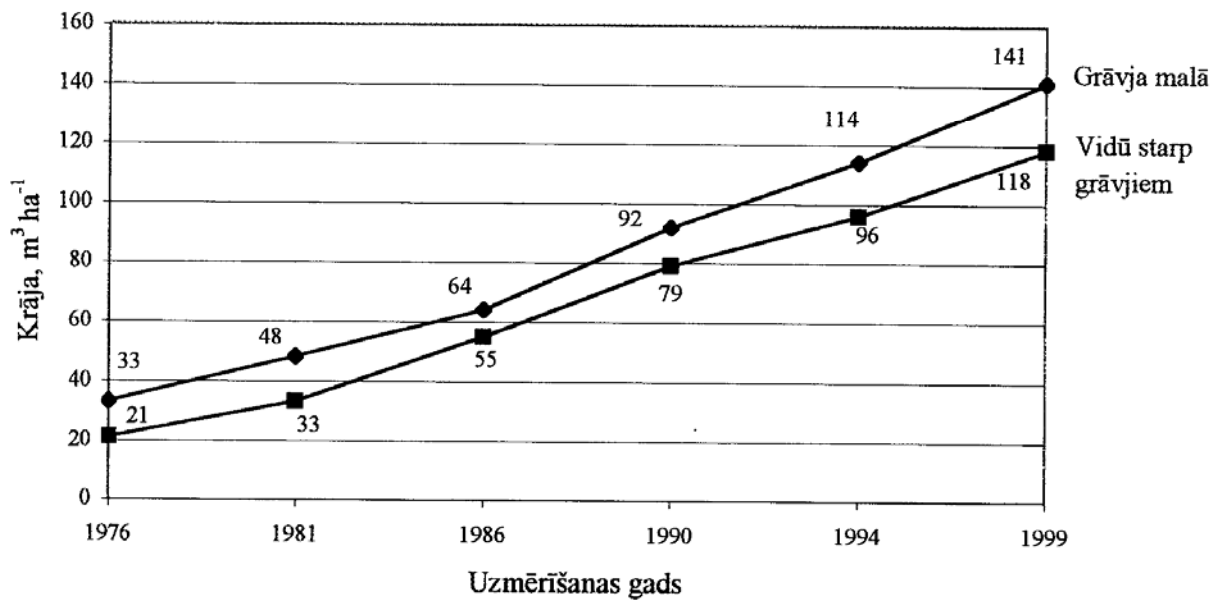
7. attēls. Audzes sastāva izmaiņas laikā parauglaukumā vidū starp grāvjiem.



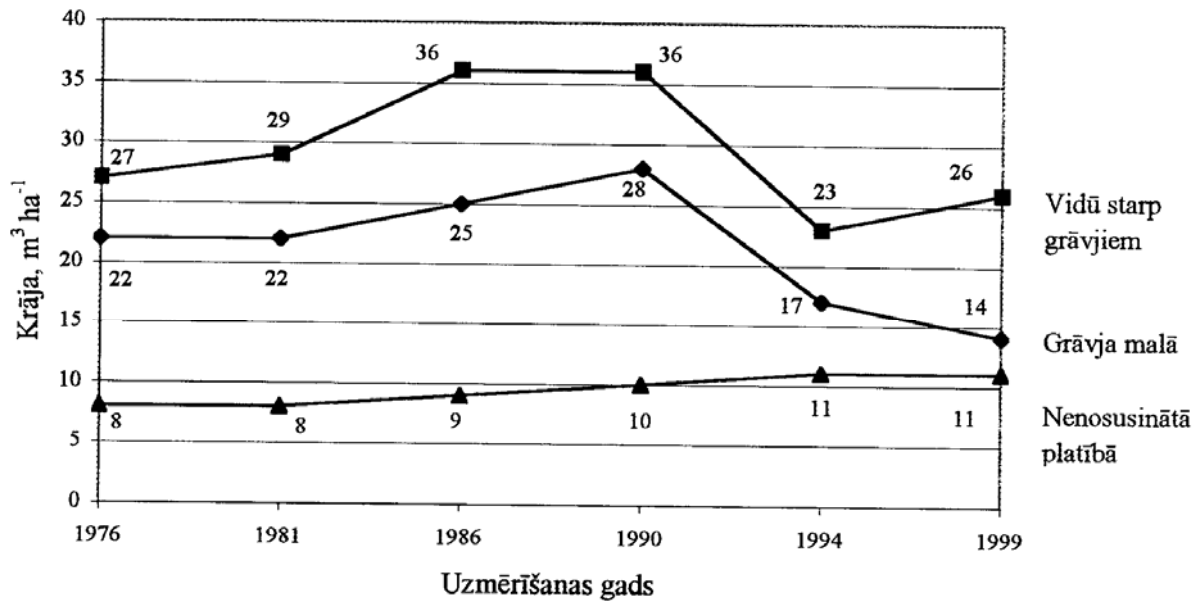
8. attēls. Audzes sastāva izmaiņas laikā parauglaukumos grāvja malā.



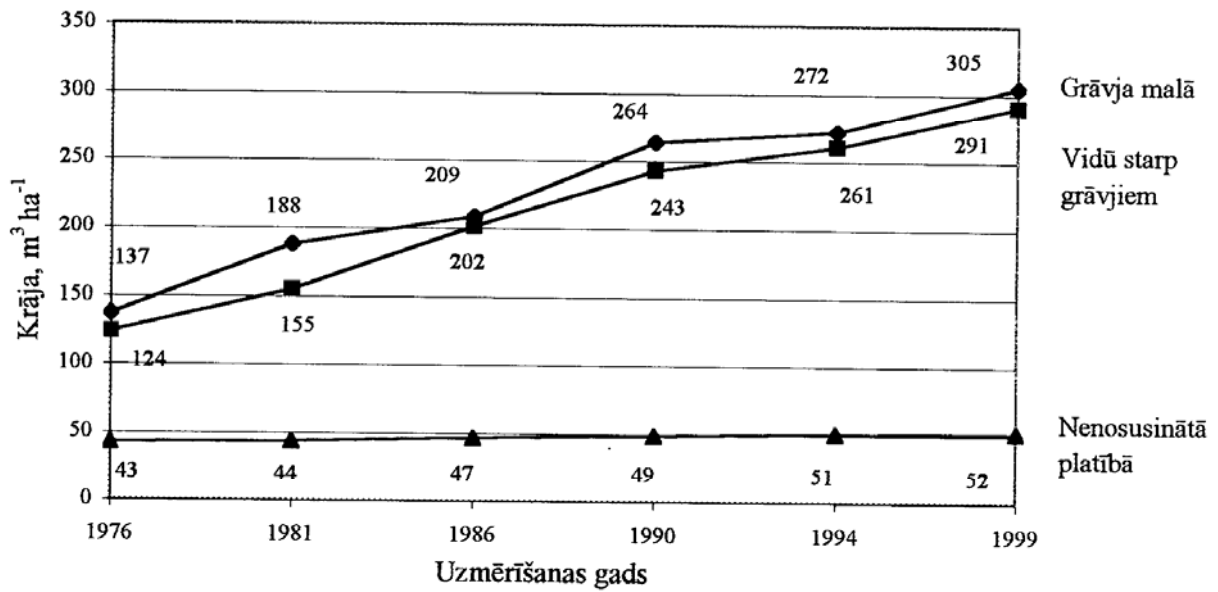
9. attēls. Priedes krāja parauglaukumos.



10. attēls. Egles krāja parauglaukumos.



11. attēls. Bērza krāja parauglaukumos.



12. attēls. Kopējā krāja parauglaukumos.

4.2. PRIEDES TEKOŠĀ PIEAUGUMA DINAMIKA

Kā jau tas bija sagaidāms, augstākie pieaugumi konstatēti kokiem grāvja tuvumā, tad seko objekts vidū starp grāvjiem un, visbeidzot, nenosusinātajā pārejas purvā (13. attēls). Pieauguma samazināšanās laika gaitā pēc meliorācijas visticamāk ir saistīta ar nosusināšanas grāvju pakāpenisku aizsērēšanu, lai gan pieauguma attiecības starp objektiem saglabājušās arī pašlaik. Grāvja malā mērītajiem kokiem gadskārtu šķērslaukuma izkliede svārstījies no 15.56 cm² 1971. gadā līdz 7.45 cm² 1998. gadā; vidū starp grāvjiem no 10.06 cm² 1972. gadā līdz 5.86 cm² 1982. gadā. Priedēm nenosusinātajā pārejas purvā pieauguma dinamika kopumā ir gandrīz nemainīga. Trīsdesmit gadu laikā tas svārstījies robežās no 1.80 cm² līdz 3.55 cm². Apmēram kopš 1980. gada nenosusinātajos objektos pieauguma kritums vairs nav vērojams. Tātad varam uzskatīt, ka pieauguma dinamika ir stabilizējusies. Tas var nozīmēt to, ka kokaudzei pieaugot, tā spēj kompensēt grāvju piesērēšanu un augsnes mitruma palielināšanos ar transpirācijas palīdzību. Visai niecīga ir pieauguma korelācija ar meža hidroloģiskās norisēs nozīmīgo parametru - nokrišņu daudzumu. Tas nav būtiski ietekmējis koksnes pieaugumus ne pārmitros augšanas apstākļos, ne arī nenosusinātajā objektā. Tas izskaidrojams ar to, ka gadskārtu šķērslaukuma svārstības atsevišķiem kokiem nav sinhronas. Veikta pāru korelācijas analīze salīdzinot katru koku ar katru atsevišķi nenosusinātajā (45 pāri) un nenosusinātajā (190 pāri) objektā. Korelācijas koeficientu sadalījums ir asimetrisks pozitīvo korelāciju virzienā, tomēr būtisko korelāciju īpatsvars ir samērā neliels (30 %) (14; 15. attēls). Tas liecina, ka priedes visai atšķirīgi reaģē uz vienu un to pašu meteoroloģisko faktoru ietekmi.

Lai saistītu gadskārtu pieaugumus ar citu nozīmīgu ekosistēmas ieejas elementu – minerālajām barības vielām, izmantoti pēdējo 4 gadu (no 1997. līdz 2000. gadam) gadskārtu šķērslaukumi, jo šajā laikā stacionārā veiktas arī biogēno elementu ķīmiskās analīzes. Vidējais aritmētiskais nokrišņu daudzums veģetācijas periodā kopš novērojumu sākuma Vesetnieku stacionārā bijis 446 mm, kas ir samērā tuvs (95%) ilggadīgajam vidējam rādītājam – 470 mm (1861.-2000.). Pēdējos 4 gados, kad notiek biogēno vielu aprites mērījumi, vidējais nokrišņu daudzums veģetācijas periodā bija 419 mm.

Tā kā netika konstatētas būtiskas atšķirības starp atsevišķu gadu pieaugumiem nevienā no 3 objektiem (ANOVA, $p=0.49-0.87$), tad nebija nozīmes vērtēt ekoloģisko faktoru ietekmi dinamikā (laikā). Pie tam, bija samērā maz (30 %) būtisku korelāciju starp atsevišķu koku gadskārtu šķērslaukumiem vienā objektā. Tomēr būtiskas bija atšķirības koku gadskārtu pieaugumu vidējām vērtībām starp pētītajiem objektiem (ANOVA, $p<0.05$). Tas nozīmē, ka ekoloģisko faktoru ietekme vērtējama, aplūkojot pētītos objektus statistiski, salīdzinot ietekmes faktoru vidējās vērtības ar vidējiem pieaugumiem. Bez jau pieminētajiem

minerālajiem barības elementiem, vērtēts arī gruntsūdens līmenis veģetācijas periodā. Iegūto rezultātu vidējās vērtības apkopotas 6. tabulā.

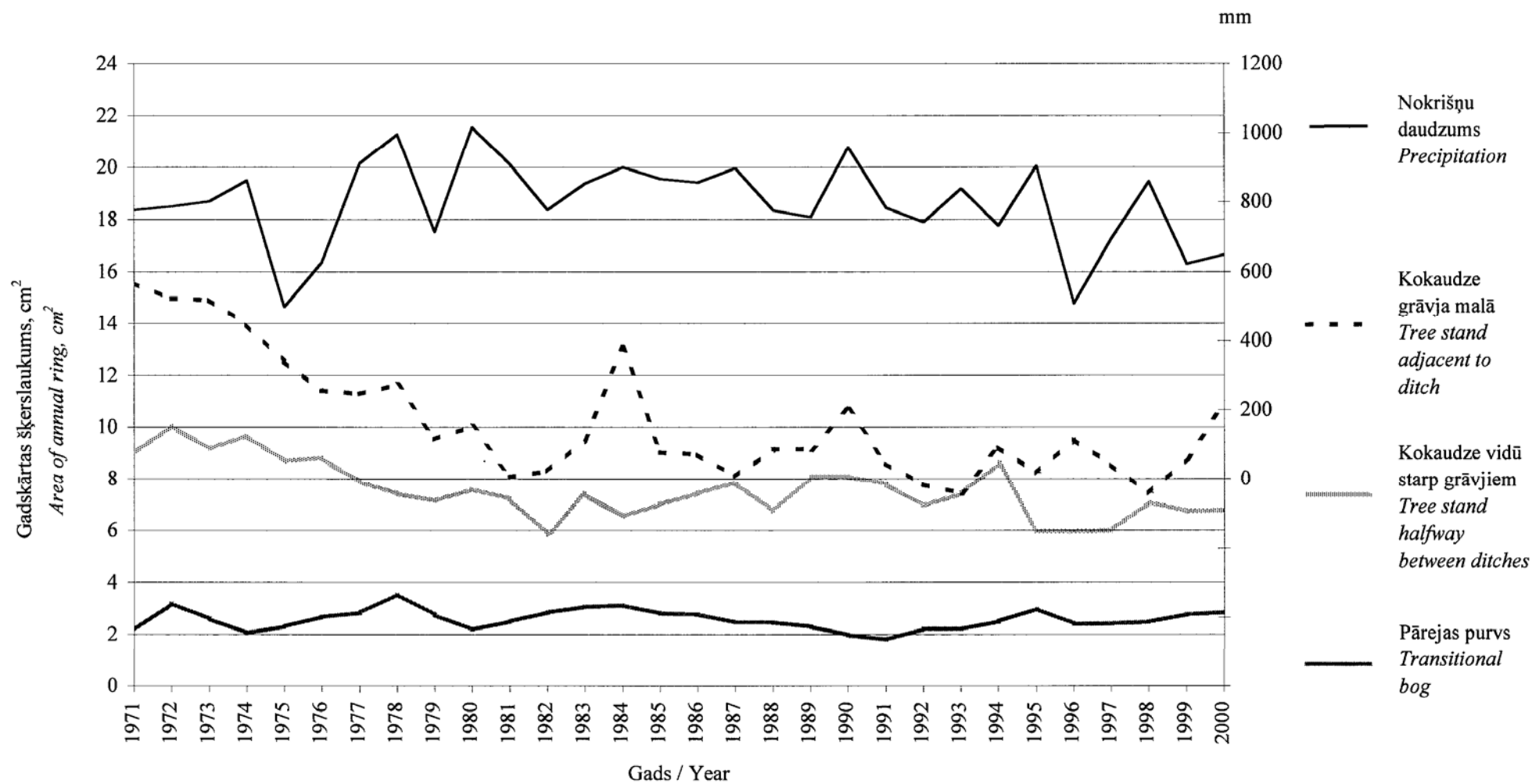
Vislielākais gadskārtu šķērslaukums ir kokiem grāvja malā (8.92 cm^2), bet vismazākais – nenosusinātajā pārejas purvā (2.64 cm^2). To lielā mērā izskaidro atšķirīgais gruntsūdens režīms. Ar organiskām vielām bagātās augsnēs gruntsūdens tikpat kā nesatur skābekli, un koku saknes, kas atrodas ūdenī, noslāpst. Konstatēts, ka mežos ar nosusinātām kūdras augsnēs koku saknes sniedzas līdz 40 cm dziļumam. Palielinoties dienu skaitam, kad gruntsūdeņi atrodas tuvāk augsnes virsmai ($< 40 \text{ cm}$), mežaudzes produktivitāte samazinās (Залитис, 1983). Gruntsūdens līmenis pārejas purvā vienmēr bijis seklāk par 40 cm (vidēji 6 cm), bet nosusinātajā objektā 40 cm pārsniegšanas iespējamība bijusi 68% (vidējais līmenis 56-57 cm). Tomēr ar gruntsūdens līmeni nav izskaidrojamas būtiskās atšķirības starp koku gadskārtu pieaugumiem parauglaukumā vidū starp grāvjiem (6.75 cm^2) un grāvja malā (8.92 cm^2), jo šeit tas ir gandrīz vienāds (4. tabula). Pieauguma atšķirības vistīcāmāk ir saistītas ar labāku augsnes aerāciju nosusināšanas grāvja tuvumā, ko nodrošina lielāks ūdens plūsmas ātrums grāvja virzienā.

Lielāks augiem viegli pieejamā N-NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} daudzums kūdrā noteikts objektā nosusinātos mežos, bet N-NO_3^- un P-PO_4^{3-} - nenosusinātajā pārejas purvā. Analīzes parādīja augstākas pH vērtības pārejas purva gruntsūdenī un augsnē salīdzinājumā ar objektu nosusinātos mežos. Zināms, ka augstražīgos mežos barības vielu plūsma ir straujāka, mazproduktīvos – lēnāka. Tā kā ar parastajām augšņu ķīmiskajām analīzēm vielu aprites ātrumu nevar noteikt, precīzus rezultātus aprēķināt pagaidām nav iespējams – augstražīgā mežā koki barības vielas izmanto tik strauji, ka augsnes analīzēs tās parādās niecīgā daudzumā. Rodas maldīgs iespaids, ka augsne ir nabadzīga, kaut gan augi ir labi apgādāti ar minerālvielām. Augsnes pilnanalīzes parādīja ievērojami lielākus (izņemot K^+) barības vielu krājumus nosusināto mežu kūdrā (6. tabula).

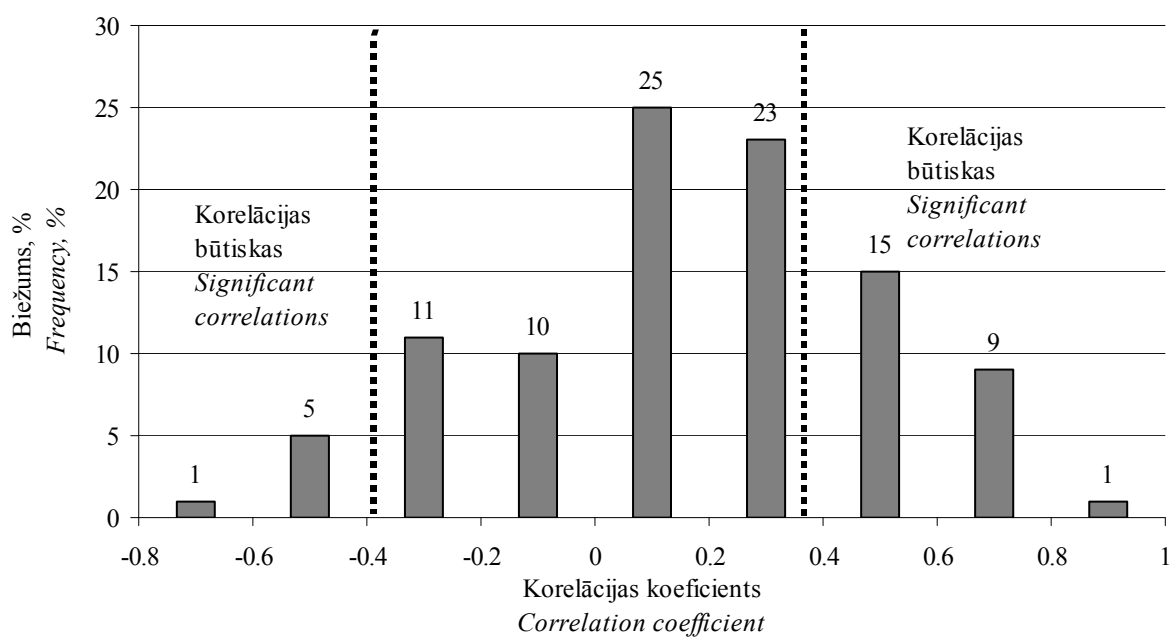
Biogēno elementu - N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} un K^+ ienese nosusināto mežu ekosistēmā ar nokrišņiem pārsniedz to iznesi ar grāvju noteci. Savukārt Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu iznese ir ievērojami lielāka par to ienesi, kas ir saistīts ar intensīvu pazemes spiedes ūdeņu izkļīlēšanos pārpurvotajās teritorijās. Kokaudzēm ir nozīmīga loma nokrišņu un biogēno elementu plūsmas pārdalīšanā, izmainot vielu koncentrāciju un kopējo apjomu caur vainagiem izplūdušajā ūdenī. Pētījumi Vesetnieku stacionāra mežos pagaidām liecina, ka koku vainagi samazina N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , bet palielina K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} ienesi augsnē, kas N-NO_3^- gadījumā atstāj iespaidu arī uz vielu ieneses-izneses attiecībām. Nosusināšana veicina izmaiņas mežaudžu koku sugu sastāvā, kas izpaužas intensīvā egles īpatsvara pieaugumā sākotnējās priežu-bērzu audzēs. Tādējādi tiek izmainīta arī ekosistēmā ar nokrišņiem ienākošo vielu pārdale.

Dažādi mums pagaidām vēl nezināmi blakusfaktori ir cēlonis tam, ka mainoties

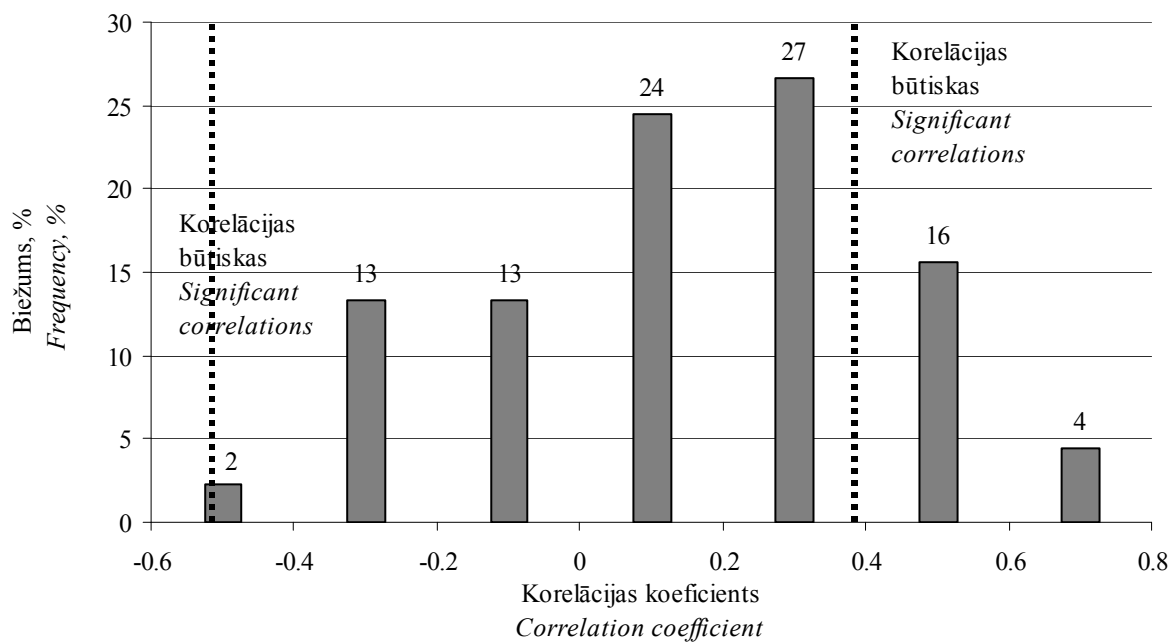
meteoroloģiskajiem faktoriem, vieniem kokiem gadskārtas kļūst platākas, bet citiem - šaurākas. Tāpēc koku gadskārtu platuma svārstības ir visai piesardzīgi izmantojamas iepriekšējo gadu meteoroloģisko apstākļu atšifrēšanai.



13. attēls. Priedes ikgadējais pieaugums un nokrišņu daudzums.



14. attēls. Dažādas vērtības pāru korelāciju biežums nosusinātājā objektā.



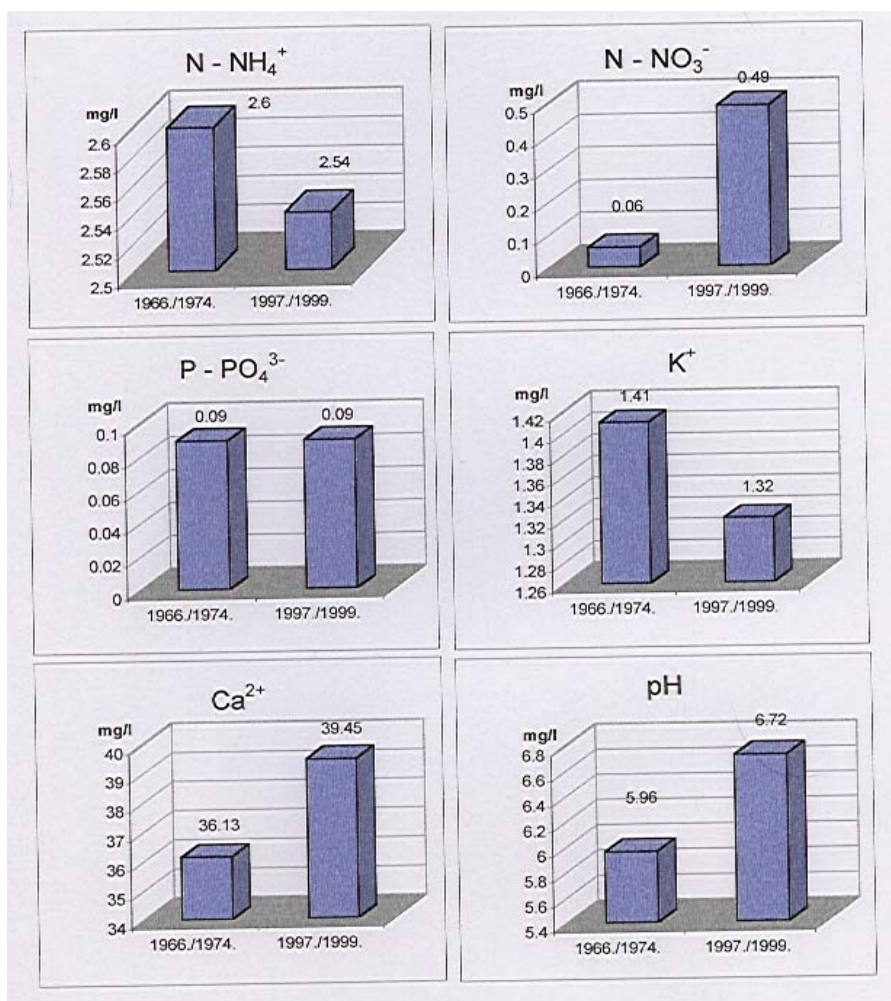
15. attēls. Dažādas vērtības pāru korelāciju biežums pārejas purvā.

Objektu salīdzinājums pēdējo 4 gadu (1997.-2000.) periodā

| Rādītājs Index | Pārejas purvs Transitional bog | Kokaudze vidū starp grāvjiem Tree stand halfway between ditches | Kokaudze grāvja malā Tree stand adjacent to ditch |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|
| Vidējais gadskārtas pieaugums Average increment of annual ring | 2.64 ± 0.2 cm ² (n = 40; s = 1.26 cm ²) | 6.75 ± 0.59 cm ² (n = 40; s = 3.71 cm ²) | 8.92 ± 0.79 cm ² (n = 40; s = 4.98 cm ²) |
| Vidējais gruntsūdens līmenis veģetācijas periodā Average groundwater level during the growing season | 5.6 ± 0.3 cm (n = 72; s = 3 cm) | 56 ± 3 cm (n = 72; s = 22 cm) | 57 ± 2 cm (n = 72; s = 21 cm) |
| Gruntsūdens dziļuma - 40 cm pārsniegšanas iespējamība Probability of excess groundwater depth 40 cm | 0 % | 68 % | 68 % |
| Gruntsūdenī / in groundwater | | | |
| N-NH ₄ ⁺ gruntsūdenī / in groundwater | 21.0 mg/l | | 3.7 mg/l |
| N-NO ₃ ⁻ gruntsūdenī / in groundwater | 9.31 mg/l | | 0.40 mg/l |
| P-PO ₄ ³⁻ gruntsūdenī / in groundwater | 1.30 mg/l | | 0.13 mg/l |
| K ⁺ gruntsūdenī / in groundwater | 24.7 mg/l | | 1.1 mg/l |
| Ca ²⁺ gruntsūdenī / in groundwater | 26.5 mg/l | | 48.4 mg/l |
| Mg ²⁺ gruntsūdenī / in groundwater | 11.7 mg/l | | 16.0 mg/l |
| pH gruntsūdenī / in groundwater | 7.6 | | 6.5 |
| Nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | | |
| N-NH ₄ ⁺ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 1.5 mg/l | |
| N-NO ₃ ⁻ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 0.18 mg/l | |
| P-PO ₄ ³⁻ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 0.16 mg/l | |
| K ⁺ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 2.0 mg/l | |
| Ca ²⁺ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 6.9 mg/l | |
| Mg ²⁺ nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 2.8 mg/l | |
| pH nokrišņos klajumā / in precipitation in the opening | | 6.4 | |
| Nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | | | |
| N-NH ₄ ⁺ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 2.5 mg/l | | 3.3 mg/l |
| N-NO ₃ ⁻ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 0.10 mg/l | | 0.20 mg/l |
| P-PO ₄ ³⁻ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 0.33 mg/l | | 0.21 mg/l |
| K ⁺ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 4.6 mg/l | | 3.7 mg/l |
| Ca ²⁺ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 5.6 mg/l | | 8.2 mg/l |
| Mg ²⁺ nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 3.6 mg/l | | 3.5 mg/l |
| pH nokrišņos mežaudzē / in precipitation under canopy | 6.2 | | 6.2 |
| Grāvju notecē / in ditch runoff | | | |
| N-NH ₄ ⁺ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 1.3 mg/l |
| N-NO ₃ ⁻ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 0.20 mg/l |
| P-PO ₄ ³⁻ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 0.05 mg/l |
| K ⁺ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 1.2 mg/l |
| Ca ²⁺ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 52.1 mg/l |
| Mg ²⁺ grāvju notecē / in ditch runoff | | | 18.7 mg/l |
| pH grāvju notecē / in ditch runoff | | | 7.1 |
| Kūdrā (līdz 20 cm) / active in peat | | | |
| Aktīvais N-NH ₄ ⁺ kūdrā (līdz 20 cm) / active N-NH ₄ ⁺ in peat | 16.2 mg/l | | 28.2 mg/l |
| Aktīvais N-NO ₃ ⁻ kūdrā (līdz 20 cm) / active N-NO ₃ ⁻ in peat | 1.37 mg/l | | 0.19 mg/l |
| Aktīvais P-PO ₄ ³⁻ kūdrā (līdz 20 cm) / active P-PO ₄ ³⁻ in peat | 3.28 mg/l | | 0.93 mg/l |
| Aktīvais K ⁺ kūdrā (līdz 20 cm) / active K ⁺ in peat | 5.1 mg/l | | 7.2 mg/l |
| Aktīvais Ca ²⁺ kūdrā (līdz 20 cm) / active Ca ²⁺ in peat | 51.6 mg/l | | 58.1 mg/l |
| Aktīvais Mg ²⁺ kūdrā (līdz 20 cm) / active Mg ²⁺ in peat | 29.8 mg/l | | 51.1 mg/l |
| pH _{H2O} kūdrā (līdz 20 cm) / pH _{H2O} in peat | 6.5 | | 5.3 |
| Kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total in peat | | | |
| N kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total N in peat | 1499 mg/l | | 3191 mg/l |
| P kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total P in peat | 29 mg/l | | 116 mg/l |
| K kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total K in peat | 13 mg/l | | 13 mg/l |
| Ca kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total Ca in peat | 922 mg/l | | 1908 mg/l |
| Mg kopdaudzums kūdrā (līdz 20 cm) / total Mg in peat | 473 mg/l | | 892 mg/l |

4.3. BIOĢĒNO ELEMENTU DAUDZUMS GRUNTSŪDENOS

Konstatēts, ka pašlaik, 40 gadus pēc meliorācijas, neraugoties uz šajos gados notikušajām izmaiņām mežaudžu struktūrā, nav būtisku izmaiņu $N-NH_4^+$, $P-PO_4^{3-}$, K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} daudzumā augsnes gruntsūdeņos ūdens sateces baseinos uz nosusinātajām kūdras augsnēm. Analizējot ilggadīgos vidējos rādītājus konstatēts, ka, salīdzinājumā ar I. Spalviņas (1966. - 1974.) īsi pēc meliorācijas veiktajiem pētījumiem, būtiski pieaudzis vienīgi $N-NO_3^-$ saturs (no 0.1 līdz 0.5 mg/l), kā arī novērota pH līmeņa palielināšanās no pH 5.97 līdz pH 6.72 (16. attēls).



16. attēls. Analizēto vielu aritmētisko vidējo izmaiņas gruntsūdenī laikā pēc meliorācijas.

Atšķirības starp paraugkopām vērtētas, izmantojot dispersijas analīzi. Konkrēto starpību būtiskuma pārbaudei lietots Fišera kritērijs, kas labi izmantojams kā homogēniem, tā arī heterogēniem statistiskajiem kompleksiem. Paraugkopu statistiskie rādītāji un parauga ņemšanas laika ietekmes būtiskums parādīti 7. un 8. tabulās.

Analizētā vielas saturs, mg/l un pH statistiskie rādītāji gruntsūdens ķīmiskā sastāva salīdzināšanas periodos

| Vielas | Gruntsūdens ķīmiskā sastāva salīdzināšanas periods | Aritmētiskais vidējais | Aritmētiskā vidējā reprezentativitātes rādītājs | Parugkopas apjoms | Standartnovirze | Minimālā vērtība | Maksimālā vērtība |
|-----------------------------------|----------------------------------------------------|------------------------|-------------------------------------------------|-------------------|-----------------|------------------|-------------------|
| N – NH ₄ ⁺ | 1966. / 1974. gads | 2.62 | 0.13 | 108 | 1.33 | 0.00 | 8.21 |
| | 1997. / 1999. gads | 2.54 | 0.13 | 243 | 1.96 | 0.00 | 11.7 |
| N – NO ₃ ⁻ | 1966. / 1974. gads | 0.06 | 0.01 | 155 | 0.16 | 0.00 | 0.90 |
| | 1997. / 1999. gads | 0.49 | 0.07 | 243 | 1.15 | 0.00 | 7.30 |
| P - PO ₄ ³⁻ | 1966. / 1974. gads | 0.09 | 0.006 | 148 | 0.07 | 0.00 | 0.30 |
| | 1997. / 1999. gads | 0.10 | 0.01 | 243 | 0.15 | 0.00 | 0.90 |
| K ⁺ | 1966. / 1974. gads | 1.41 | 0.10 | 49 | 0.71 | 0.25 | 3.42 |
| | 1997. / 1999. gads | 1.32 | 0.07 | 243 | 1.15 | 0.20 | 7.20 |
| Ca ²⁺ | 1966. / 1974. gads | 36.13 | 3.09 | 74 | 26.58 | 1.6 | 189.38 |
| | 1997. / 1999. gads | 39.45 | 2.27 | 242 | 35.29 | 3.6 | 300.70 |
| pH | 1966. / 1974. gads | 5.97 | 0.06 | 133 | 0.64 | 3.86 | 6.72 |
| | 1997. / 1999. gads | 6.72 | 0.05 | 243 | 0.74 | 5.30 | 8.70 |

Dispersijas analīzes pamattabula gruntsūdens ķīmiskā sastāva atšķirību būtiskuma novērtēšanai starp 1966. / 1974. un 1997. / 1999. gadu periodiem

| Vielas | Izkliedes veids | Noviržu kvadrātu summas | Ietekmes īpatsvars, % | Brīvības pakāpju skaits | Noviržu kvadrātu summas vidējās vērtības | F empiriskā vērtība | Būtiskums P |
|-----------------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------------|-------------------------|------------------------------------------|---------------------|-------------|
| N – NH ₄ ⁺ | Kopējā | 1118.078 | 100 | 350 | | | |
| | Faktora | 0.453 | 0.04 | 1 | 0.453 | 0.141 | 0.707 |
| | Fona | 1117.625 | 99.96 | 349 | 3.202 | | |
| N – NO ₃ ⁻ | Kopējā | 339.373 | 100 | 397 | | | |
| | Faktora | 17.636 | 5.2 | 1 | 17.636 | 21.707 | 0.000 |
| | Fona | 321.738 | 94.8 | 396 | 0.812 | | |
| P - PO ₄ ³⁻ | Kopējā | 6.216 | 100 | 390 | | | |
| | Faktora | 0.012 | 0.19 | 1 | 0.012 | 0.770 | 0.381 |
| | Fona | 6.204 | 99.81 | 389 | 0.016 | | |
| K ⁺ | Kopējā | 346.205 | 100 | 291 | | | |
| | Faktora | 0.314 | 0.09 | 1 | 0.314 | 0.263 | 0.608 |
| | Fona | 345.891 | 99.91 | 290 | 1.193 | | |
| Ca ²⁺ | Kopējā | 352393.8 | 100 | 315 | | | |
| | Faktora | 623.678 | 0.18 | 1 | 623.678 | 0.557 | 0.456 |
| | Fona | 351770.1 | 99.82 | 314 | 1120.287 | | |
| pH | Kopējā | 234.108 | 100 | 375 | | | |
| | Faktora | 49.386 | 21.1 | 1 | 49.386 | 99.991 | 0.000 |
| | Fona | 184.722 | 78.9 | 374 | 0.494 | | |

Atšķirības starp grupām ir būtiskas, ja P < 0.05

Analizējot vielu daudzumu gruntsūdeņos, atklājās, ka kūdras un minerālaugšņu ūdens sateces baseini būtiski atšķiras pēc kālija daudzuma ($K^+ F_{\text{fakt}} = 6.86 > F_{\text{krit}} = 3.81$). Vairāk kālija satur nosusināto minerālaugšņu gruntsūdeņi. Arī K^+ jonu daudzums grāvju noteces ūdeņos minerālaugšņu ūdens sateces baseinos ir lielāks. Tāpat tuvu būtiskām ir arī Ca^{2+} un Mg^{2+} atšķirības starp nosusināto kūdras un minerālaugšņu ūdens sateces baseinu gruntsūdeņiem (9. tabula). Šo jonu daudzums ir lielāks nosusināto kūdras augšņu gruntsūdeņos. Gruntsūdens aktīvās reakcijas pH atšķirības būtiskums ($pH F_{\text{fakt}} = 13.0 > F_{\text{krit}} = 3.81$) starp āreņiem un kūdreņiem ir loģisks: kūdras augsnes ūdens ir skābāks (vidēji pH 6.7), bet minerālaugsnes bāziskāks (vidēji pH 6.9).

Ca^{2+} daudzums augsnes gruntsūdeņos Vesetnieku ūdens sateces baseinos ir augstāks nogabalos ar zemāku kokaudzes bonitāti ($Ca^{2+} F_{\text{fakt}} = 3.32 > F_{\text{krit}} = 2.6$ pie būtiskuma līmeņa $\alpha = 0.05$). Līdzīga situācija vērojama arī Mg^{2+} jonam un daļēji arī amonija slāpeklim. Vielu daudzums gruntsūdeņi Ca^{2+} un Mg^{2+} joniem ir augstāks pie kūdras slāņa biezuma 1 m ($Ca^{2+} F_{\text{fakt}} = 17.82 > F_{\text{krit}} = 2.6$). Vietās ar dziļāku kūdras slāni tas atkal samazinās.

4.4. BIOĢĒNO VIELU NOTECE NO HIDROMORFAJĀM MINERĀLAUGSNĒM UN KŪDRAS AUGSNĒM

Tālakais uzdevums nosusināšanas ietekmes pētīšanā bija pašreizējā stāvokļa salīdzinājums intensīvi nosusinātās kūdras augsnes (kūdreņos) un nosusinātās hidromorfās minerālaugsnes (āreņos). Hipotētiski šajā gadījumā vajadzētu izpausties kūdras sadalīšanās rezultātā atbrīvoto augu barības elementu palielinātam daudzumam nosusinātās kūdras augsnes drenējošu grāvju notecē. Paaugstināts Ca un Mg saturs varētu būt saistīts ar intensīvāku pazemes spiedes ūdeņu izķīlēšanos kūdras augšņu teritorijās.

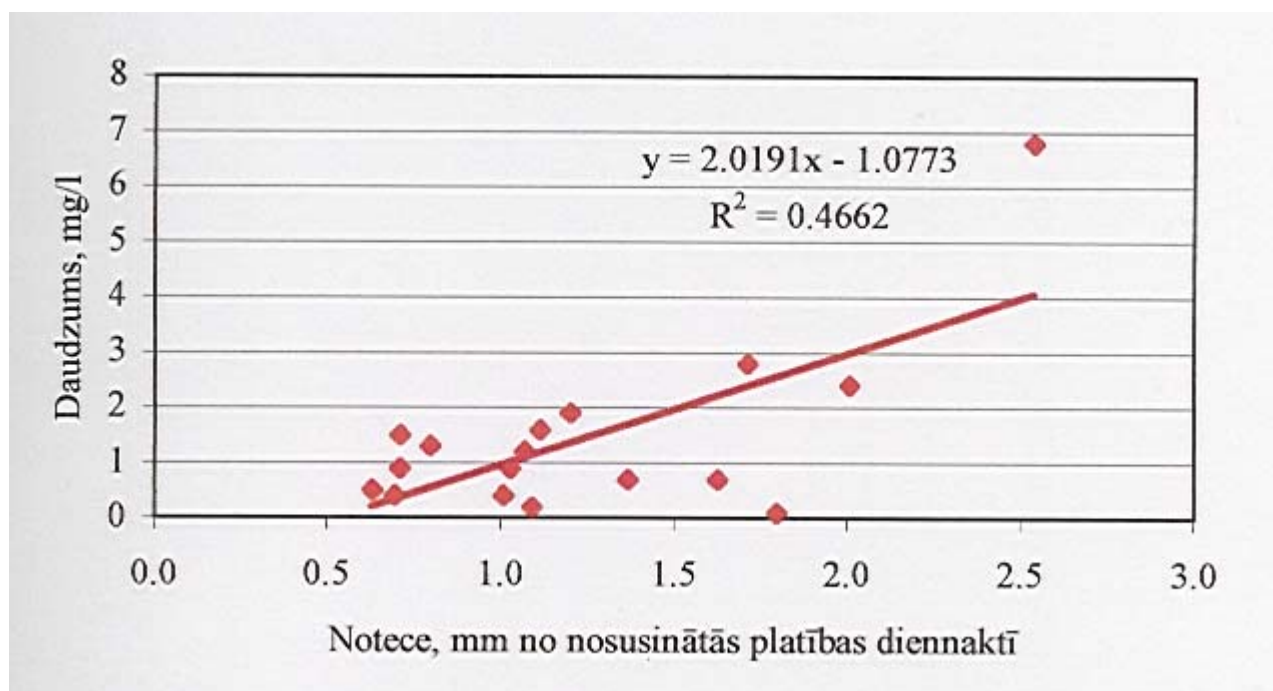
Saistībā ar Ca un Mg joniem bagāto pazemes ūdeņu izķīlēšanos, īpaša uzmanība vairākos aspektos tika pievērsta tieši šiem joniem. Pētījumā atklājies, ka 20 m dziļajās pazemes ūdens akās sateces baseinos uz nosusinātām kūdras augsnēm ir lielāks Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu daudzums, salīdzinājumā ar tādām pašām akām uz hidromorfajām minerālaugsnēm ($Ca^{2+} F_{\text{fakt}} = 63.68 > F_{\text{krit}} = 3.95$). Savukārt, pretēji gaidītajam, nav konstatēts palielināts Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu daudzums grāvju notecē no nosusinātajām kūdras augsnēm. Ca^{2+} daudzums grāvju notecē no hidromorfajām minerālaugsnēm 1997. / 1999. gadu periodā bija pat nedaudz augstāks nekā no kūdras augšņu ūdens sateces baseiniem, sastādot attiecīgi 52.7 mg/l un 51.6 mg/l. Tomēr šī atšķirība nav statistiski būtiska. Vienlaikus, Ca^{2+} jonu iznese no nosusinātajām kūdras augsnēm bija 178.9 kg ha⁻¹ a⁻¹, bet no hidromorfajām minerālaugsnēm tā sastādīja 119.6 kg ha⁻¹ a⁻¹, kas izskaidrojams ar izsīkstošu ūdens noteci minerālaugšņu ūdens sateces baseinos vasaras sausuma periodos. Laikā no 1998. gada 11.

jūlija līdz 1999. gada 21. jūnijam no nosusināto

kūdras augšņu ūdens sateces baseinu nosusinātās teritorijas hektāra pa nosusināšanas grāvjiem aizplūda 469 mm ūdens, bet no nosusināto hidromorfo minerālaugšņu ūdens sateces baseinu nosusinātās platības hektāra 316 mm ūdens tajā pašā laika periodā. Ca^{2+} izneses atšķirības starp kūdras un minerālaugšņu ūdens sateces baseiniem ir būtiskas ($\text{Ca}^{2+} F_{\text{fakt}} = 6.42 > F_{\text{krit}} = 3.81$). Būtiska ir arī ar grāvju noteci iznesto Mg^{2+} un N-NO_3^- apjomu atšķirība starp abiem augšņu tipiem (9. tabula).

N-NO_3^- iznesto apjomu atšķirības starp kūdras un minerālaugšņu ūdens sateces baseiniem varētu būt izskaidrojamas ar sezonālo vielu daudzuma maksimumu sakritību ar lielāku ūdens caurplūdumu periodiem.

Palielinoties grāvju noteces apjomam vērojama amonija jonu daudzuma palielināšanās noteces ūdenī (17. attēls). Visticamāk, tas saistās ar pavājinātu augsnes aerāciju un amonija jonu palielinātu daudzumu augsnes pašos augšējos slāņos, un spēcīga lietus laikā, pieaugot noteces intensitātei, amonija joni pastiprināti tiek aizskaloti uz grāvjiem.



17. attēls. N-NH_4^+ daudzuma un ūdens noteces (mm diennaktī) sakarība 2. ūdens sateces baseinam.

Analizēto vielu satura un izneses statistiskie rādītāji un atšķirību būtiskums (pēc F kritērija) starp nosusināto kūdras un minerālaugšņu baseiniem 1997. / 1999. gada periodā (būtiskās atšķirības izceltas)

| Viela | Ūdens sateces baseinos pārsvarā esošās augsnes | Rādītājs | Aritmētiskais vidējais | Aritmētiskā vidējā reprezentativitātes rādītājs | Parugkopas apjoms | Standartnovirze | Minimālā vērtība | Maksimālā vērtība | Būtiskums p |
|-----------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|-------------------------------------------------|-------------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------|
| N – NH ₄ ⁺ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 1.30 | 0.13 | 80 | 1.14 | 0.00 | 6.80 | 0.348 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 1.52 | 0.20 | 55 | 1.49 | 0.00 | 8.50 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 5.87 | 1.05 | 78 | 9.27 | 0.00 | 63.00 | 0.182 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 3.92 | 0.82 | 52 | 5.93 | 0.00 | 35.86 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 2.54 | 0.13 | 243 | 1.96 | 0.00 | 11.70 | 0.925 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 2.58 | 0.42 | 242 | 6.48 | 0.00 | 85.5 | |
| N – NO ₃ ⁻ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 0.23 | 0.05 | 81 | 0.49 | 0.00 | 3.70 | 0.242 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 0.14 | 0.04 | 54 | 0.29 | 0.00 | 1.30 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 0.92 | 0.24 | 78 | 2.16 | 0.00 | 11.90 | 0.035 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 0.25 | 0.11 | 52 | 0.80 | 0.00 | 4.50 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 0.49 | 0.07 | 243 | 1.15 | 0.00 | 7.30 | 0.463 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 0.57 | 0.07 | 243 | 1.07 | 0.00 | 5.50 | |
| P - PO ₄ ³⁻ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 0.07 | 0.01 | 81 | 0.12 | 0.00 | 0.70 | 0.524 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 0.08 | 0.02 | 54 | 0.14 | 0.00 | 0.70 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 0.20 | 0.05 | 78 | 0.41 | 0.00 | 1.60 | 0.340 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 0.13 | 0.05 | 52 | 0.39 | 0.00 | 2.46 | |

Analizēto vielu satura ūdeņos un izneses statistiskie rādītāji un atšķirību būtiskums (pēc F kritērija) starp nosusināto kūdras un minerālaugsņu baseiniem 1997. / 1999. gada periodā (būtiskās atšķirības izceltas)

| Vielā | Ūdens sateces baseinos pārsvarā esošās augsnes | Rādītājs | Aritmētiskais vidējais | Aritmētiskā vidējā reprezentativitātes rādītājs | Parugkopas apjoms | Standartnovirze | Minimālā vērtība | Maksimālā vērtība | Būtiskums p |
|-----------------------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|-------------------------------------------------|-------------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------|
| P - PO ₄ ³⁻ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 0.10 | 0.01 | 243 | 0.15 | 0.00 | 0.90 | 0.205 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 0.12 | 0.01 | 243 | 0.20 | 0.00 | 1.40 | |
| K ⁺ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 1.01 | 0.10 | 81 | 0.89 | 0.10 | 7.00 | 0.104 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 1.28 | 0.13 | 54 | 0.98 | 0.40 | 5.50 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 3.49 | 0.41 | 78 | 3.64 | 0.00 | 25.75 | 0.133 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 2.60 | 0.36 | 52 | 2.62 | 0.00 | 10.62 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 1.32 | 0.07 | 243 | 1.15 | 0.20 | 7.20 | 0.009 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 1.71 | 0.13 | 241 | 1.99 | 0.30 | 25.80 | |
| Ca ²⁺ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 51.63 | 3.68 | 81 | 33.08 | 20.00 | 230.50 | 0.852 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 52.68 | 4.13 | 54 | 30.36 | 10.00 | 210.50 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 178.86 | 15.99 | 78 | 141.20 | 0.00 | 631.36 | 0.013 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 119.62 | 15.64 | 52 | 112.79 | 0.00 | 429.49 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 39.45 | 2.27 | 242 | 35.29 | 3.60 | 300.70 | 0.107 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 34.47 | 2.08 | 242 | 32.41 | 2.50 | 280.60 | |
| Mg ²⁺ | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 18.12 | 2.00 | 81 | 18.00 | 3.00 | 127.70 | 0.637 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs grāvju notecē, mg/l | 16.80 | 1.65 | 54 | 12.12 | 3.00 | 79.00 | |

9. tabulas turpinājums

Analizēto vielu satura ūdeņos un izneses statistiskie rādītāji un atšķirību būtiskums (pēc F kritērija) starp nosusināto kūdras un minerālaugšņu baseiniem 1997. / 1999. gada periodā (būtiskās atšķirības izceltas)

| Viela | Ūdens sateces baseinos pārsvarā esošās augsnes | Rādītājs | Aritmētiskais vidējais | Aritmētiskā vidējā reprezentativitātes rādītājs | Parugkopas apjoms | Standartnovirze | Minimālā vērtība | Maksimālā vērtība | Būtiskums p |
|------------------|------------------------------------------------|---------------------------------------|------------------------|-------------------------------------------------|-------------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------|
| Mg ²⁺ | Nosusinātās kūdras augsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 60.75 | 5.79 | 78 | 51.18 | 0.00 | 264.14 | 0.001 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Iznese ar grāvju noteci, kg / ha gadā | 33.15 | 3.90 | 52 | 28.09 | 0.00 | 100.77 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 12.49 | 0.72 | 241 | 11.23 | 0.00 | 96.80 | 0.056 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Saturs gruntsūdenī, mg/l | 10.69 | 0.60 | 242 | 9.39 | 0.00 | 48.60 | |
| pH | Nosusinātās kūdras augsnes | Grāvju notecē | 7.06 | 0.07 | 80 | 0.63 | 5.50 | 8.30 | 0.229 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Grāvju notecē | 7.20 | 0.09 | 54 | 0.63 | 5.90 | 8.60 | |
| | Nosusinātās kūdras augsnes | Gruntsūdenī | 6.72 | 0.05 | 243 | 0.74 | 5.30 | 8.70 | 0.000 |
| | Nosusinātās minerālaugsnes | Gruntsūdenī | 6.97 | 0.05 | 241 | 0.73 | 5.10 | 8.80 | |

Atšķirības starp grupām ir būtiskas, ja $P < 0.05$

4.5. BIOĢĒNO ELEMENTU NOTECES NO MEŽA ZEMĒM MODEĻU IZSTRĀDE

Biogēno vielu izneses aprēķināšanai ūdens paraugi ņemti ikvienā no 5 hidrometriskajiem posteņiem, no kuriem trijos tiek mērīta ūdens notece pa grāvjiem no platībām ar dziļām kūdras augsnēm, bet divos posteņos – no platībām ar hidromorfām minerālaugsnēm.

Hidroloģisko parametru mērījumi izdarīti saskaņā ar hidroloģijā vispārpieņemtām metodēm. Ikdienas notece mērīta ar “Валдай” tipa pašrakstītāju. Ūdens paraugs barības vielu koncentrācijas noteikšanai grāvju notecē ikreiz ņemts katrā ūdens sateces baseina ūdens noteces mērīšanas pārgāzei pāri plūstošajā ūdenī (. 18. attēls).

Ūdens paraugos noteikts $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $P-PO_4^{3-}$, K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} daudzums un ūdens aktīvā reakcija pH. Ūdens ķīmiskās analīzes izdarītas LVMI “Silava” Meža augsnes laboratorijā saskaņā ar zinātnē pieņemtām metodēm (4. tabula). Datu matemātiskā apstrāde veikta, izmantojot statistikas programmu *SPSS for Windows*.

Barības vielu noteces modeļu izstrādei izmantotas 1997.-2001. gadu periodā iegūtas vielu koncentrācijas un ilglaicīgo (kopš 1967) noteces novērojumu dati.

Izmantojot Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā iegūtās vielu koncentrācijas grāvju noteces ūdeņos, kā arī nepārtrauktos noteces apjoma pašrakstītāja datus, izstrādāti modeļi regresijas vienādojumu formā, kas raksturo barības vielu noteci no Latvijas pārmitro mežu ekosistēmām.

Biogēno vielu daudzumu stacionāra grāvju noteces ūdeņos vidēji visiem pieciem ūdens sateces baseiniem raksturo sekojoši rādītāji: $N-NH_4^+$ vid. = $1,30 \pm 0,09$ mg/l, n = 244, s = 1,36 mg/l, min. = 0,00 mg/l, maks. = 12,70 mg/l; $N-NO_3^-$ vid. = $0,14 \pm 0,02$ mg/l, n = 244, s = 0,33 mg/l, min. = 0,00 mg/l, maks. = 3,70 mg/l; $P-PO_4^{3-}$ vid. = $0,058 \pm 0,007$ mg/l, n = 244, s = 0,100 mg/l, min. = 0,000 mg/l, maks. = 0,700 mg/l; K^+ vid. = $1,36 \pm 0,072$ mg/l, n = 244, s = 1,12 mg/l, min. = 0,10 mg/l, maks. = 9,50 mg/l; Ca^{2+} vid. = $48,64 \pm 0,97$ mg/l, n = 239, s = 15,07 mg/l, min. = 10,00 mg/l, maks. = 160,40 mg/l; Mg^{2+} vid. = $15,00 \pm 0,39$ mg/l, n = 239, s = 5,98 mg/l, min. = 3,00 mg/l, maks. = 42,6 mg/l; pH vid. = $7,23 \pm 0,04$, n = 243, s = 0,57, min. = 5,50, maks. = 8,70. Vielu koncentrāciju izejas datu tabulas apkopotas pielikuma tabulās.

Analizējot atsevišķos ūdens sateces baseinos iegūtās vielu koncentrāciju vērtības, konstatēts, ka būtiski atšķiras $N-NH_4^+$, Ca^{2+} un Mg^{2+} koncentrācijas un pH vērtība (One-Way ANOVA, $p < 0.05$). Tomēr atšķirības nav būtiskas starp visiem baseiniem. Amonija slāpekļa

koncentrācija bija lielāka 5. baseinā (vidēji 2,20 mg/l), kas arī būtiski atšķiras no citiem baseiniem. Vislielākā Ca^{2+} koncentrācija konstatēta 1. (59,59 mg/l) un 5. (53,89 mg/l) ūdens sateces baseinos, kuri būtiski atšķiras no pārējiem baseiniem. Mg^{2+} koncentrācija vislielākā bijusi 1. baseinā. Savukārt ūdens pH vērtība tieši 1. baseinā vidēji bijusi vismazākā, būtiski atšķiroties no 3. un 4. baseinu vērtībām.

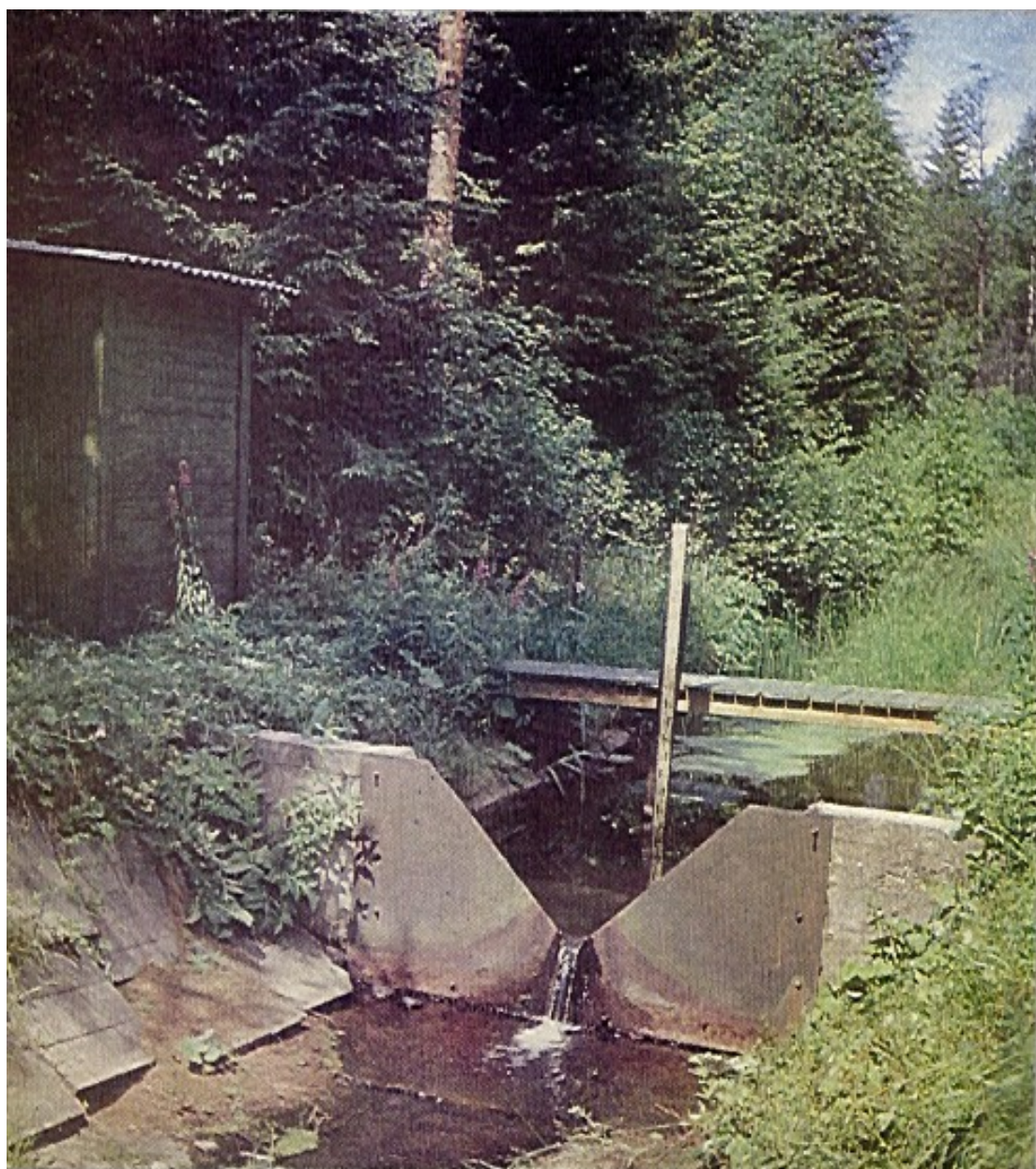
Aplūkojot vielu vidējās vērtības pa gadalaikiem (pavasaris – aprīlis, maijs, jūnijs; vasara – jūlijs, augusts, septembris; rudens – oktobris, novembris, decembris; ziema – janvāris, februāris, marts) visiem baseiniem kopā, būtiska atšķirība konstatēta vienīgi starp P-PO_4^{3-} koncentrācijām vasarā, kad tā bijusi vislielākā (0,086 mg/l) un rudenī, kad tā bijusi vismazākā (0,026 mg/l) (One-Way ANOVA, $p < 0.05$).

Visbeidzot, analizējot vielu koncentrāciju atšķirības katram baseinam, katram gadalaikam pa gadiem, piemēram, 1. baseinam – starp 1997., 1998., 1999., 2000. un 2001. gada vasarām, no 140 gadījumiem (septiņas vielas, pieci baseini, četri gadalaiki) statistiski būtiskas atšķirības starp atsevišķu gadu gadalaikiem konstatētas tikai 30 gadījumos. Visbiežāk (10 gadījumi) būtiskas atšķirības starp atsevišķu gadu gadalaikiem konstatētas pH vērtībai (it īpaši starp pavasariem visos piecos ūdens sateces baseinos) un K^+ jonam (7 gadījumi, no kuriem četri starp rudeniem 1., 2., 3 un 4. ūdens sateces baseinā). Visatšķirīgākie kopumā bijuši atsevišķu gadu pavasari un vasaras, bet vislīdzīgākās – ziemas. Atšķirības, visticamāk, noteikuši atsevišķu gadu dažādie ūdeņainības apstākļi. Tieši pateicoties ūdens noteces apjoma svārstībām, kādas noteiktas vielas koncentrācija grāvju vai dabisko promteku ūdeņos var palielināties, ūdens daudzumam samazinoties, vai samazināties, ūdens daudzumam grāvī palielinoties. Vielu koncentrāciju strautu un grāvju ūdenī ietekmē ļoti daudzi faktori, piemēram, nokrišņu un pieplūstošo pazemes spiedes ūdeņu ķīmiskais sastāvs, gaisa temperatūra un mikroorganismu aktivitāte, ūdens apskaloto augšņu īpašības, piekrastes- un ūdens augi u.t.t.

Galvenā nozīme barības vielu izneses veidošanā neapšaubāmi ir ūdens noteces apjomam, jo vielas var tikt iznestas tikai ar ūdens plūsmu. Uzsākot modeļu izstrādi tika ņemts vērā, ka katra ūdens sateces baseina noteces apjoms ir atšķirīgs, un arī starp gadalaikiem pastāv būtiskas ūdens noteces apjoma atšķirības (10. un 11. tabula). Vidējā gada notece no stacionāra ūdens sateces baseinu nosusinātās teritorijas ir 370 mm gadā, bet no kopējās platības – 262 mm gadā. Tā kā dotā pētījuma mērķis bija raksturot ne tik daudz noteci no nosusinātajiem mežiem, cik noteci no mežiem vispār, tad turpmākajos aprēķinos izmantotas ūdens sateces baseinu kopējās platības, kuru mežainums ir 100%.

Hidroloģisko gadu noteču sadalījums būtiski neatšķiras no normālā sadalījuma (One Sample Kolmogorov – Smirnov Test, $p < 0,05$) (19. attēls). Tas nozīmē, ka vielu iznešu aprēķinos iespējams izmantot noteču vidējās vērtības.

Ar varbūtību 95 % varam uzskatīt, ka gada noteču aritmētiskās vidējās vērtības ticamības intervāls Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra ūdens sateces baseinos ir $246 < \mu < 278$ mm. Deviņdesmit pieci procenti no visām pazīmes vērtībām atrodas intervālā 68 – 456 mm (26. attēls). Ar 90 % nodrošinājumu notece ir lielāka par 180 mm. Savukārt tikai ar 10% nodrošinājumu notece ir lielāka par 420 mm (20. attēls).

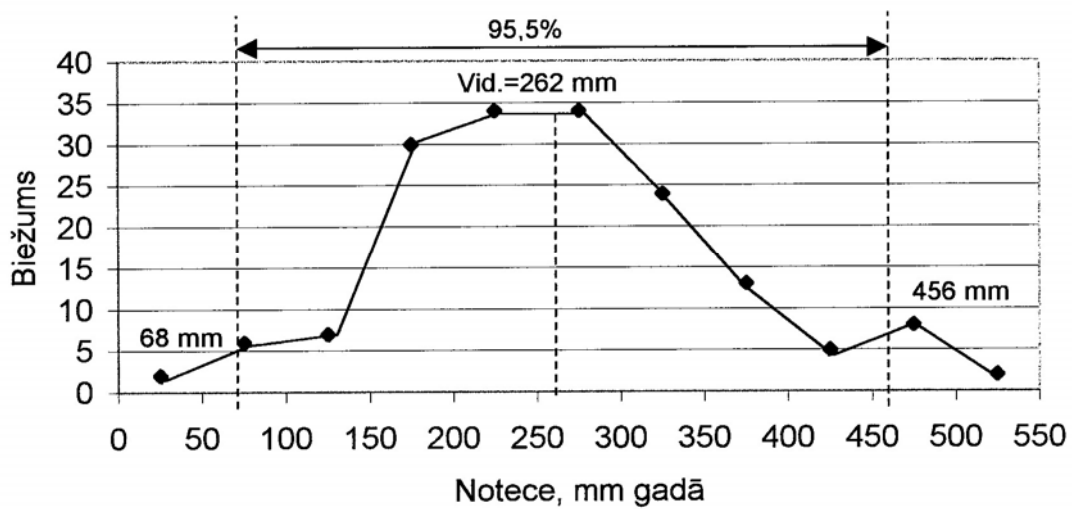


18. attēls. Ūdens noteces mērīšanas pārgāze Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā.

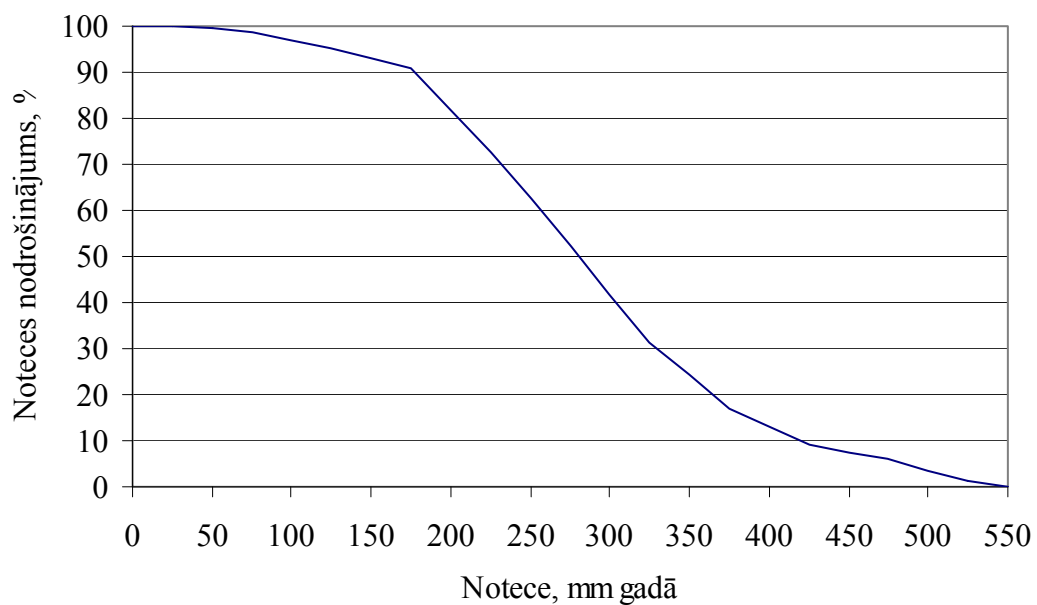
10. tabula

Gada noteces apjomi Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra ūdens baseinos

| Hidrploģiskais gads (1. novembris – 31. oktobris) | Notece, mm no ūdens sateces baseina kopējās platības | | | | | |
|------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|------------|------------|------------|------------|--------|
| | 1. baseins | 2. baseins | 3. baseins | 4. baseins | 5. baseins | Vidēji |
| 1969. | 310 | 228 | 285 | 192 | 297 | 262 |
| 1970. | 183 | 198 | 302 | 238 | 291 | 242 |
| 1971. | 166 | 179 | 306 | 154 | 312 | 224 |
| 1972. | 153 | 178 | 311 | 175 | 250 | 213 |
| 1973. | 237 | 264 | 349 | 195 | 270 | 263 |
| 1974. | 245 | 255 | 386 | 234 | 314 | 287 |
| 1975. | 213 | 244 | 325 | 223 | 253 | 252 |
| 1976. | 74 | 66 | 238 | 39 | 101 | 104 |
| 1977. | 244 | 138 | 347 | 174 | 207 | 222 |
| 1978. | 385 | 244 | 475 | 279 | 313 | 339 |
| 1979. | 276 | 234 | 369 | 192 | 232 | 261 |
| 1980. | 267 | 237 | 462 | 267 | 360 | 318 |
| 1981. | 338 | 356 | 510 | 311 | 382 | 380 |
| 1982. | 279 | 335 | 454 | 260 | 330 | 332 |
| 1983. | 304 | 264 | 416 | 212 | 296 | 299 |
| 1984. | 210 | 208 | 394 | 175 | 314 | 260 |
| 1985. | 225 | 216 | 396 | 186 | 274 | 260 |
| 1986. | 246 | 260 | 402 | 202 | 276 | 277 |
| 1987. | 310 | 297 | 478 | 227 | 313 | 325 |
| 1988. | 265 | 265 | 469 | 193 | 296 | 297 |
| 1989. | 272 | 249 | 452 | 194 | 261 | 285 |
| 1990. | 337 | 282 | 517 | 292 | 392 | 364 |
| 1991. | 303 | 228 | 407 | 209 | 271 | 283 |
| 1992. | 256 | 162 | 357 | 172 | 241 | 238 |
| 1993. | 247 | 127 | 347 | 170 | 235 | 225 |
| 1994. | 290 | 210 | 417 | 135 | 249 | 260 |
| 1995. | 371 | 214 | 433 | 275 | 384 | 335 |
| 1996. | 61 | 92 | 186 | 45 | 117 | 100 |
| 1997. | 179 | 174 | 322 | 100 | 256 | 206 |
| 1998. | 281 | 310 | 456 | 242 | 480 | 354 |
| 1999. | 170 | 200 | 392 | 146 | 303 | 242 |
| 2000. | 164 | 190 | 298 | 79 | 161 | 178 |
| 2001. | 176 | 161 | 280 | 101 | 151 | 174 |
| | | | | | | |
| Aritm. vidējais | 243 | 220 | 380 | 191 | 278 | 262 |
| Aritm. vidējā standartklūda | ± 13 | ± 11 | ± 14 | ± 11 | ± 13 | ± 8 |
| N | 33 | 33 | 33 | 33 | 33 | 165 |
| Standartnovirze | 74 | 63 | 78 | 65 | 77 | 97 |
| Min. vērtība | 61 | 66 | 186 | 39 | 101 | 39 |
| Maks. vērtība | 385 | 356 | 517 | 311 | 480 | 517 |



19. attēls. Noteces sadalījuma poligons Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra ūdens sateces baseinos.



20. attēls. Noteces varbūtību kumulāta.

11. tabula

Gadalaika vidējā noteces summa 1969.-2001. g. periodam, mm no ūdens sateces baseinu kopējās platības. Pavasaris – aprīlis, maijs, jūnijs. Vasara – jūlijs, augusts, septembris. Rudens – oktobris, novembris, decembris.

| Baseins | Gadalaiks | Vidējā noteces summa, mm | Aritm. vid. standartklūda, mm | N | Standartnovirze, mm | Min., mm | Maks., mm |
|------------|-----------|--------------------------|-------------------------------|-----|---------------------|----------|-----------|
| 1. baseins | Pavasaris | 92 | ± 6 | 33 | 35 | 35 | 157 |
| | Vasara | 24 | ± 3 | 33 | 19 | 0,2 | 68 |
| | Rudens | 61 | ± 6 | 32 | 31 | 9 | 132 |
| | Ziema | 67 | ± 8 | 33 | 47 | 0 | 191 |
| 2. baseins | Pavasaris | 77 | ± 5 | 33 | 26 | 29 | 132 |
| | Vasara | 31 | ± 3 | 33 | 20 | 4 | 73 |
| | Rudens | 53 | ± 5 | 32 | 27 | 8 | 120 |
| | Ziema | 59 | ± 5 | 33 | 31 | 10 | 131 |
| 3. baseins | Pavasaris | 126 | ± 6 | 33 | 36 | 57 | 198 |
| | Vasara | 50 | ± 6 | 33 | 34 | 11 | 141 |
| | Rudens | 105 | ± 6 | 32 | 36 | 34 | 192 |
| | Ziema | 100 | ± 9 | 33 | 52 | 23 | 235 |
| 4. baseins | Pavasaris | 71 | ± 6 | 33 | 33 | 14 | 166 |
| | Vasara | 19 | ± 4 | 33 | 22 | 0 | 94 |
| | Rudens | 51 | ± 6 | 32 | 35 | 0,8 | 148 |
| | Ziema | 50 | ± 7 | 33 | 39 | 0 | 148 |
| 5. baseins | Pavasaris | 98 | ± 6 | 33 | 37 | 18 | 174 |
| | Vasara | 27 | ± 5 | 33 | 29 | 0 | 110 |
| | Rudens | 79 | ± 7 | 32 | 40 | 4 | 180 |
| | Ziema | 75 | ± 9 | 33 | 53 | 3 | 187 |
| Vidēji | Pavasaris | 93 | ± 3 | 165 | 38 | 14 | 198 |
| | Vasara | 30 | ± 2 | 165 | 27 | 0 | 141 |
| | Rudens | 70 | ± 3 | 160 | 39 | 0,8 | 192 |
| | Ziema | 70 | ± 4 | 165 | 48 | 0 | 235 |

Veicot 1969.-2001. gadu perioda noteču datu apstrādi ar viena faktora dispersijas analīzi, izrādījās, ka gan diennakts, tā arī summārās hidroloģiskā gada noteces starp pieciem stacionāra ūdens sateces baseiniem atšķiras būtiski (One-Way ANOVA, $p < 0.05$). Hipotētiski sadalot kalendāro gadu četrās vienādās daļās – gadalaikos (katrā gadalaikā – trīs mēneši), iegūstam četrus periodus ar būtiski (One-Way ANOVA, $p < 0.05$) atšķirīgu ūdeņainību. Vislielākā notece konstatēta pavasarī, bet vismazākā – vasarā (11. tabula).

Būtiska nav atšķirība vienīgi starp rudens un ziemas noteci (One-Way ANOVA, $p = 1,000$). Statistiski būtiskas atšķirības konstatētas arī starp atsevišķu gadu noteču summām, kā arī starp atsevišķu gadu vidējām diennakts notecēm (One-Way ANOVA, $p < 0.05$). Protams, šīs atšķirības nav būtiskas starp visiem gadiem.

Iepriekšminētās noteces atšķirības tika ņemtas vērā, izstrādājot barības vielu izneses modeļus. Ūdens paraugi ķīmiskajām tika ņemti laika periodā no 1997. gada aprīļa līdz 2001. gada jūlijam. Iegūtie rezultāti izmantoti, lai noteiktu barības vielu izneses 1969.-2001. hidroloģisko gadu periodam. Lai ekstrapolētu vielu koncentrācijas grāvju notecē laikā starp ūdens paraugu ņemšanas dienām, tika mēģināts saistīt vielu koncentrāciju ūdenī ar noteces apjomu (mm / diennaktī) paraugu ņemšanas dienā. Sakarība lineārās regresijas veidā aprēķināta katrai analizētajai vielai ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $P-PO_4^{3-}$, K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+}) katram no pieciem ūdens sateces baseinam katrā no četriem gadalaikiem. Tikai septiņos gadījumos no 120 šī sakarība bija statistiski būtiska (12. tabula). Visos gadījumos, izņemot $N-NH_4^+$ 2. baseinā pavasarī, konstatēta būtiskā sakarība norādīja, ka, līdz ar noteces apjoma palielināšanos grāvī, vielas koncentrācija ūdenī samazinās (20.-26. attēli). Vielu noteces aprēķiniem lietojamo signifikanto sakarību raksturlielumi doti 13. tabulā.

Vielu izneses aprēķinam ūdens paraugu ņemšanas dienām attiecīgās dienas koncentrācija reizināta ar šīs dienas noteces apjomu. Lai noteiktu vielas koncentrāciju dienām starp ūdens paraugu ņemšanas reizēm, tiem gadalaikiem, kur konstatēta statistiski būtiska sakarība starp vielas koncentrāciju un attiecīgās dienas noteci, tā aprēķināta pēc iegūtā vienādojuma (20.-26. attēli). Gadalaikos, kur starp noteces apjomu un vielas koncentrāciju signifikanta sakarība netika konstatēta, vielu izneses aprēķinam lietota vidējā vielas koncentrācija, kas noteikta attiecīgā gada gadalaikā. Tiem gadalaikiem, kad ūdens paraugi vispār nav ņemti, pieņemta 1997.-2001. gadu perioda attiecīgā gadalaika vidējā koncentrācija konkrētajā ūdens sateces baseinā. Ja kāda gada gadalaikā (piemēram, 2001. gada pavasarī, vai 2001. gada vasarā) bijis tikai viens vielas koncentrācijas mērījums, tad šim gadalaikam pieņemta 1997.-2001. gadu perioda vidējā vērtība konkrētajā ūdens sateces baseinā.

Tādā veidā tika aprēķinātas vai pieņemtas vielu koncentrācijas grāvju noteces ūdenī katrai dienai katram ūdens sateces baseinam. Attiecīgās diennakts ūdens noteces apjomu pareizinot ar vielas koncentrāciju un izdalot ar ūdens sateces baseina platību, tika iegūta vielas iznese kilogramos no hektāra diennaktī:

Iznese, kg / ha diennaktī = [(notece, m³ / diennaktī * 1000) * (konc., mg / l ÷ 1 000 000)] ÷ baseina platība, ha = (notece, l / diennaktī * konc., kg / l) ÷ baseina platība, ha.

Aprēķinātās ikdienas vielas izneses summējot, iegūstam vielas iznesi gadā no attiecīgā ūdens sateces baseina.

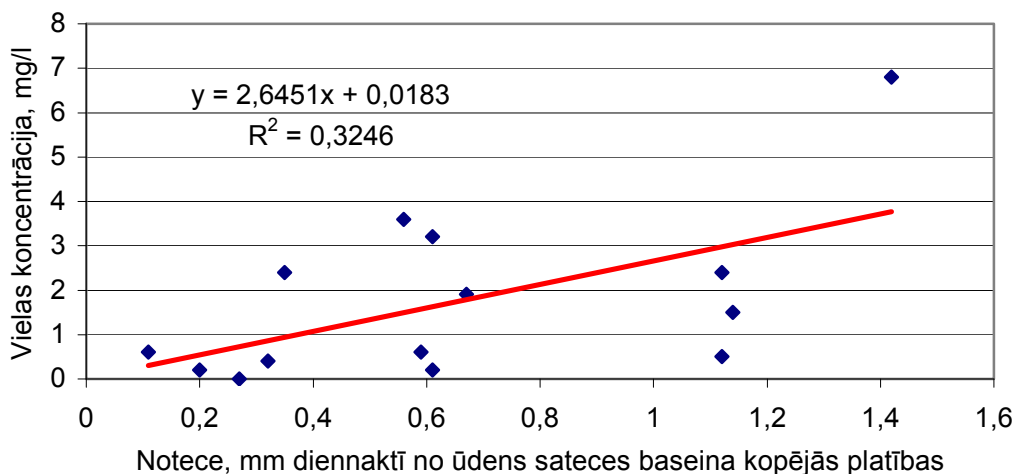
Lai pārietu uz noteces apjoma mērvienību milimetros, ar ūdens noteces pašrakstītāju reģistrētais noteces apjoms m^3 / diennaktī tika pārrēķināts pēc sakarības:

$$\text{Notece, mm} = (\text{notece, } m^3 \div 10) \div \text{ūdens sateces baseina platība, ha.}$$

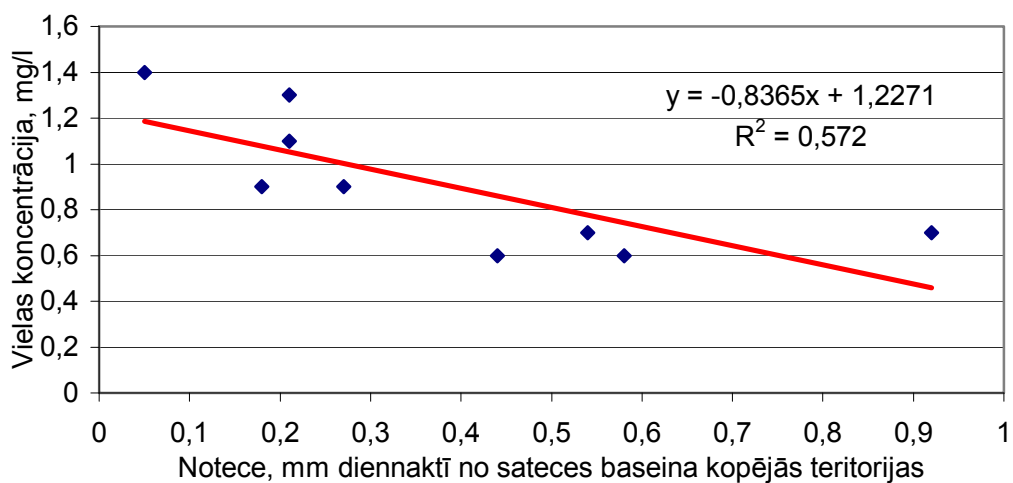
12. tabula

Vidējās vielu koncentrācijas (mg/l) un to aprēķinam lietojamās funkcijas piecos Vesetnieku ūdens sateces baseinos

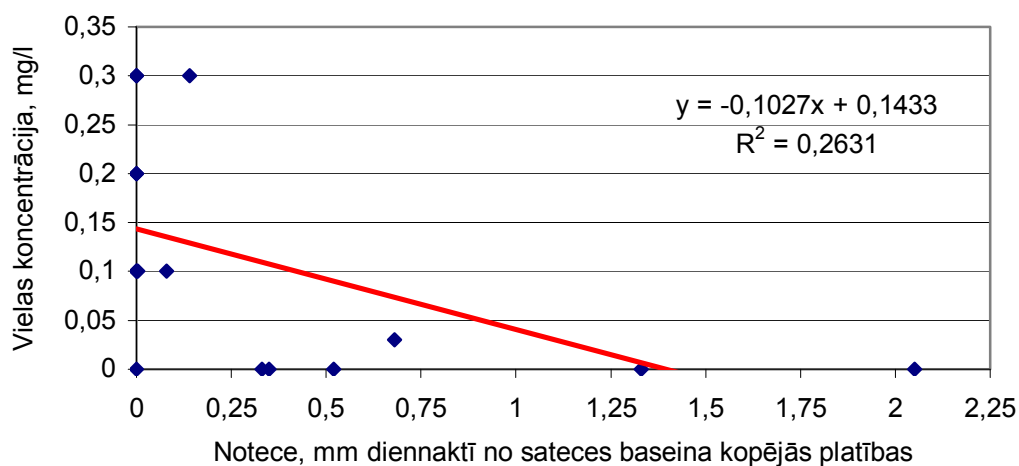
| Viela | Gadalaiks | 1. baseins | 2. baseins | 3. baseins | 4. baseins | 5. baseins |
|---------------------------------|-----------|------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|
| N-NH ₄ ⁺ | Pavasaris | 1.69 | konc.= 0.0183 + 2.6451 * notece | 0.87 | 0.94 | 2.49 |
| | Vasara | 1.32 | 0.73 | 0.64 | 0.94 | 2.43 |
| | Rudens | 1.48 | 0.77 | 1.23 | konc.= 1.2271 – 0.8365 * notece | 2.08 |
| | Ziema | 1.52 | 1.02 | 0.7 | 0.8 | 1.48 |
| N-NO ₃ ⁻ | Pavasaris | 0.254 | 0.236 | 0.161 | 0.146 | 0.199 |
| | Vasara | 0.073 | 0.076 | 0.068 | 0.100 | 0.171 |
| | Rudens | 0.478 | 0.208 | 0.017 | 0.034 | 0.041 |
| | Ziema | 0.163 | 0.098 | 0.098 | 0.036 | 0.103 |
| P-PO ₄ ³⁻ | Pavasaris | 0.079 | 0.048 | 0.061 | 0.029 | 0.066 |
| | Vasara | 0.066 | 0.063 | 0.116 | 0.077 | konc.= 0.1433 – 0.1027 * notece |
| | Rudens | 0.011 | 0.003 | 0.008 | 0.016 | 0.090 |
| | Ziema | 0.041 | 0.036 | 0.031 | 0.019 | 0.091 |
| K ⁺ | Pavasaris | 1.51 | konc.= 1.3129 – 0.5039 * notece | konc.= 1.9177 – 0.5729 * notece | 1.73 | 2.20 |
| | Vasara | 1.48 | 1.24 | 1.08 | 1.58 | konc.= 2.3989 – 1.3099 * notece |
| | Rudens | 1.13 | 1.03 | 0.99 | 1.10 | 0.96 |
| | Ziema | 1.09 | 1.37 | 1.23 | 1.21 | 1.26 |
| Ca ²⁺ | Pavasaris | 53.49 | 39.78 | 46.71 | 44.39 | 55.33 |
| | Vasara | 72.69 | 38.52 | 46.41 | 46.48 | 52.08 |
| | Rudens | 50.89 | 36.34 | 45.49 | konc.= 57.676 – 31.142 * notece | 53.54 |
| | Ziema | 54.51 | 38.79 | 43.33 | 45.37 | 55.01 |
| Mg ²⁺ | Pavasaris | 17.75 | 15.92 | 13.44 | 15.04 | 13.04 |
| | Vasara | 20.64 | 14.56 | 12.24 | 16.10 | 16.07 |
| | Rudens | 17.29 | 14.31 | 15.31 | 14.70 | 15.07 |
| | Ziema | 14.36 | 11.61 | 12.21 | 12.57 | 14.12 |



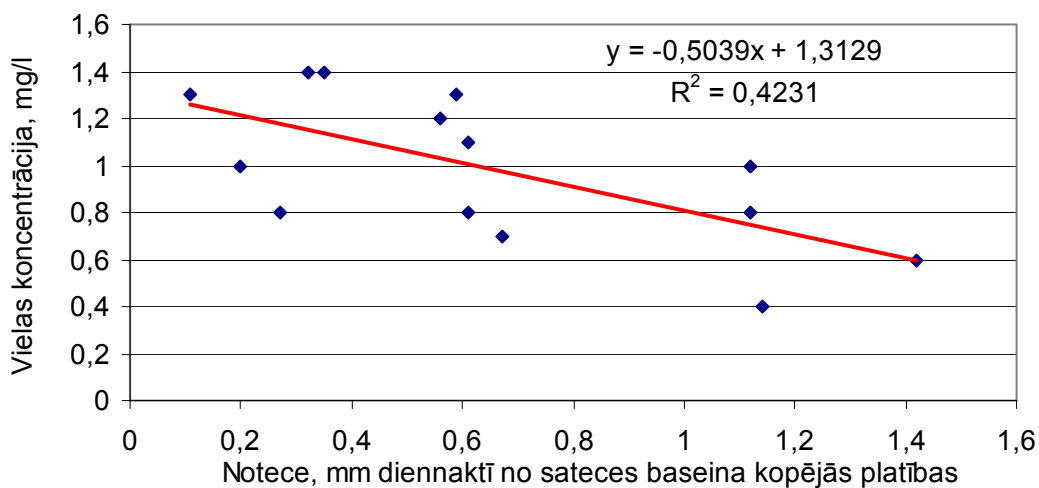
20. attēls. Noteces un N-NH_4^+ koncentrācijas sakarība 2. baseinam pavasarī.



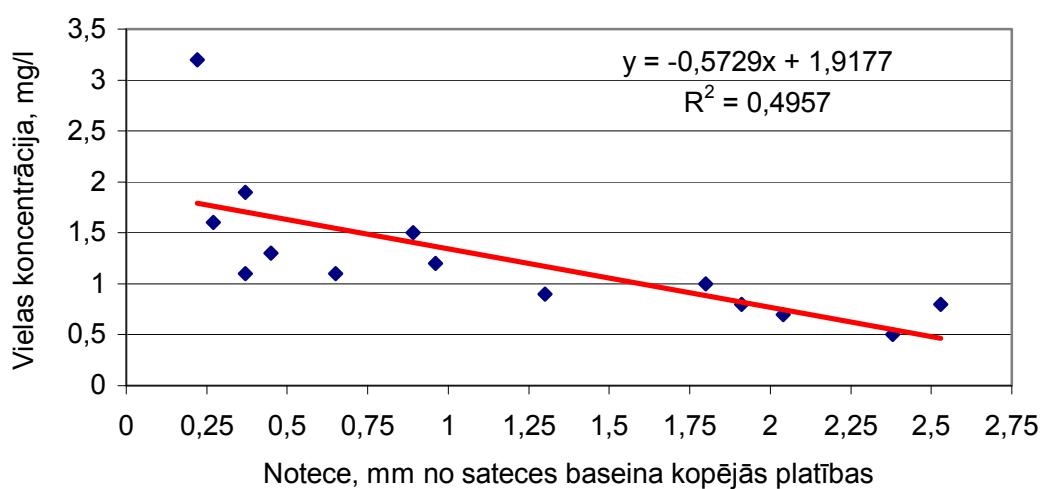
21. attēls. Noteces un N-NH_4^+ koncentrācijas sakarība 4. baseinam rudenī.



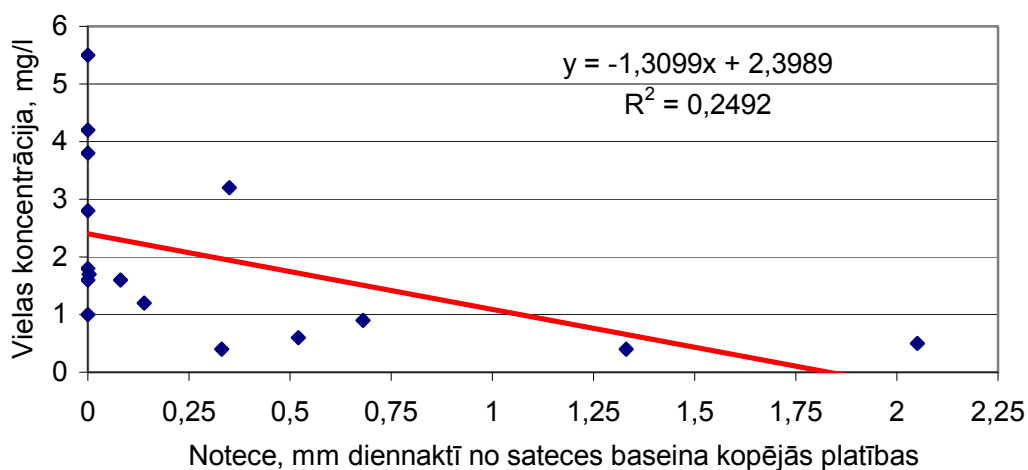
22. attēls. Noteces un P-PO_4^{3-} koncentrācijas sakarība 5. baseinam vasarā.



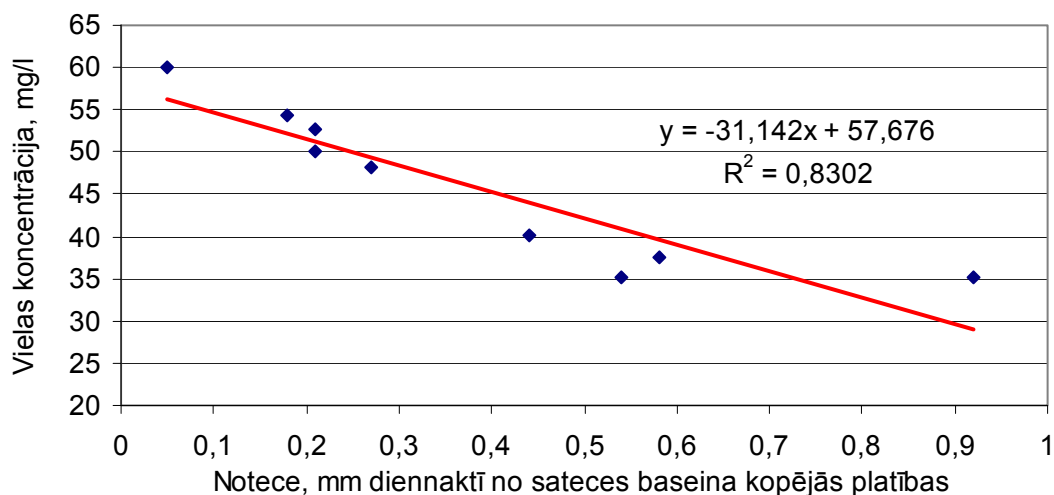
23. attēls. Noteces un K^+ koncentrācijas sakarība 2. baseinam pavasarī.



24. attēls. Noteces un K^+ koncentrācijas sakarība 3. baseinam pavasarī.



25. attēls. Noteces un K^+ koncentrācijas sakarība 5. baseinam vasarā.



26. attēls. Noteces un Ca^{2+} koncentrācijas sakarība 4. baseinam rudenī.

13. tabula

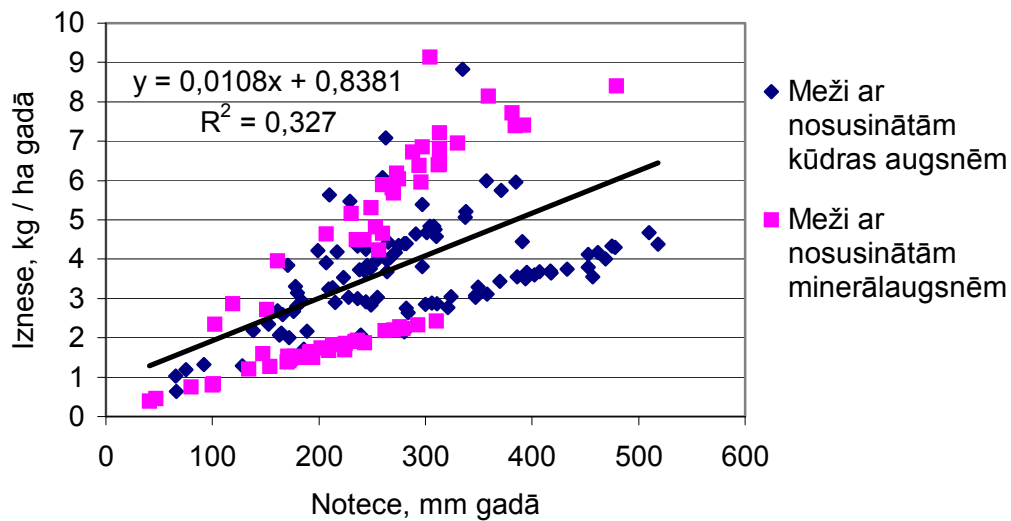
Vielu koncentrāciju aprēķinam lietojamās signifikantās sakarības starp koncentrāciju un ūdens noteces apjomu, mm diennaktī

| Funkcija | Vielas Baseins Gadalaiks | Vielas koncentrācijas mērījumu skaits | Notece amplitūda, mm diennaktī (starp konc. mērījumu dienām) | Notece amplitūda, mm gadalaikā (1997.- 2001.) | Pāru korelācijas koeficients starp koncentrāciju un noteci | Korelācijas būtiskums, P |
|-------------------------------------|-----------------------------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|
| konc. = 0.0183 + 2.6451 * notece | N-NH ₄ ⁺ 2. baseins Pavasaris | 14 | 0.11 < Q < 1.42 | 43 < Q < 92 | 0.570 | 0.033 |
| konc. = 1.2271 – 0.8365 * notece | N-NH ₄ ⁺ 4. baseins Rudens | 9 | 0.05 < Q < 0.92 | 11 < Q < 44 | - 0.756 | 0.018 |
| konc. = 0.1433 – 0.1027 * notece | P-PO ₄ ³⁻ 5. baseins Vasara | 16 | 0.00 < Q < 2.05 | 0 < Q < 85 | - 0.513 | 0.042 |
| konc. = 1.3129 – 0.5039 * notece | K ⁺ 2. baseins Pavasaris | 14 | 0.11 < Q < 1.42 | 43 < Q < 92 | - 0.650 | 0.012 |
| konc. = 1.9177 – 0.5729 * notece | K ⁺ 3. baseins Pavasaris | 14 | 0.22 < Q < 2.53 | 57 < Q < 167 | - 0.704 | 0.005 |
| konc. = 2.3989 – 1.3099 * notece | K ⁺ 5. baseins Vasara | 16 | 0.00 < Q < 2.05 | 0 < Q < 85 | - 0.499 | 0.049 |
| konc. = 57.676 – 31.142 * notece | Ca ²⁺ 4. baseins Rudens | 9 | 0.05 < Q < 0.92 | 11 < Q < 44 | - 0.911 | 0.001 |

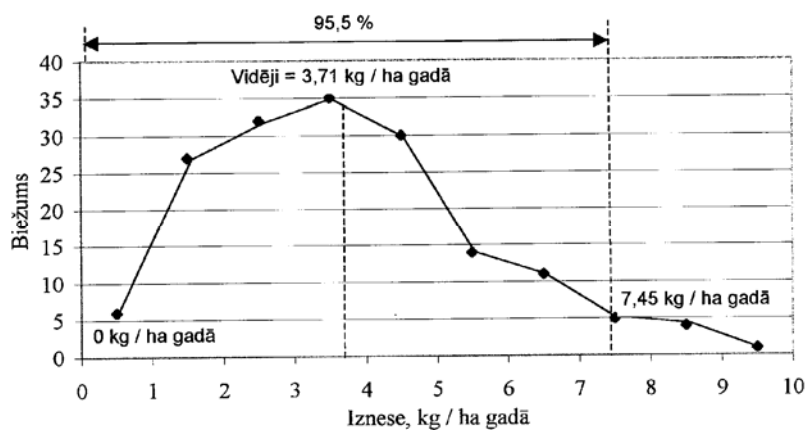
Pēc iepriekšminētās metodikas aprēķinātās gada izneses no Vesetnieku stacionāra ūdens sateces baseiniem laika periodam 1969.-2001. g. raksturo šādas vidējās vērtības: N-NH₄⁺ vid. = 3.71 ± 0,15 kg/ha gadā, n = 165, s = 1,87 kg/ha gadā, min. = 0,39 kg/ha gadā, maks. = 9.14 kg/ha gadā; N-NO₃⁻ vid. = 0,38 ± 0,02 kg/ha gadā, n = 165, s = 0,20 kg/ha gadā, min. = 0,02 kg/ha gadā, maks. = 1,09 kg/ha gadā; P-PO₄³⁻ vid. = 0,13 ± 0,01 kg/ha gadā, n = 165, s = 0,08 kg/ha gadā, min. = 0,01 kg/ha gadā, maks. = 0,42 kg/ha gadā; K⁺ vid. = 3,27 ± 0,09 kg/ha gadā, n = 165, s = 1,15 kg/ha gadā, min. = 0,69 kg/ha gadā, maks. = 6,38 kg/ha gadā; Ca²⁺ vid. = 124,19 ± 3,91 kg/ha gadā, n = 165, s = 50,18 kg/ha gadā, min. = 18,57 kg/ha gadā, maks. = 261,07 kg/ha gadā; Mg²⁺ vid. = 38,18 ± 1,04 kg/ha gadā, n = 165, s = 13,39 kg/ha gadā, min. = 6,17 kg/ha gadā, maks. = 69,34 kg/ha gadā.

Vislielākās barības vielu izneses konstatētas slapjajos, nokrišņiem bagātajos 1981., 1990. un 1998. gados, bet vismazākās – sausajos 1996., 1976., 2001. un 2000. gados. Izmantojot informāciju par gada noteces apjomu un barības vielu iznesi, katrai pētītajai vielai sastādīts barības vielu izneses modelis lineārās regresijas vienādojuma formā (27., 30., 33., 36., 39., 42. attēls), kas izmantojams barības vielu izneses noteikšanai notecē no Latvijas pārmitrajiem mežiem, vienādojumā ievietojot noteces apjomu no interesējošās teritorijas. Modelī regresijas vienādojums aprēķināts, izmantojot visos piecos ūdens sateces baseinos iegūtās gada noteces un vielu izneses. Ar atšķirīgas krāsas punktiem attēlotas izneses no baseiniem ar nosusinātām kūdras- un minerālaugsnēm.

N-NH₄⁺, K⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺ iznešu sadalījumi atbilst normālajam (One Sample Kolmogorov – Smirnov Test, p = 0,138-0,992). Tas nozīmē, ka gada izneses pārsvarā grupējas centrālajās sadalījuma klasēs un vienlīdz maz ir pārstāvētas lielas un mazas iznešu vērtības (28., 37., 40. un 43. attēls). Turpretī N-NO₃⁻ un P-PO₄³⁻ iznešu sadalījumi būtiski atšķiras no normālā (One Sample Kolmogorov – Smirnov Test, p < 0,05) un tiem ir izteikta pozitīva (kreisā) asimetrija, t. i., biežāk sastopamas mazas iznešu vērtības (31. un 34. attēls). Izmantojot varbūtību kumulātas, iespējams nolasīt kādas noteiktas izneses vērtības pārsniegšanas varbūtību (nodrošinājumu) (29., 32., 35., 38., 41. un 44. attēls).



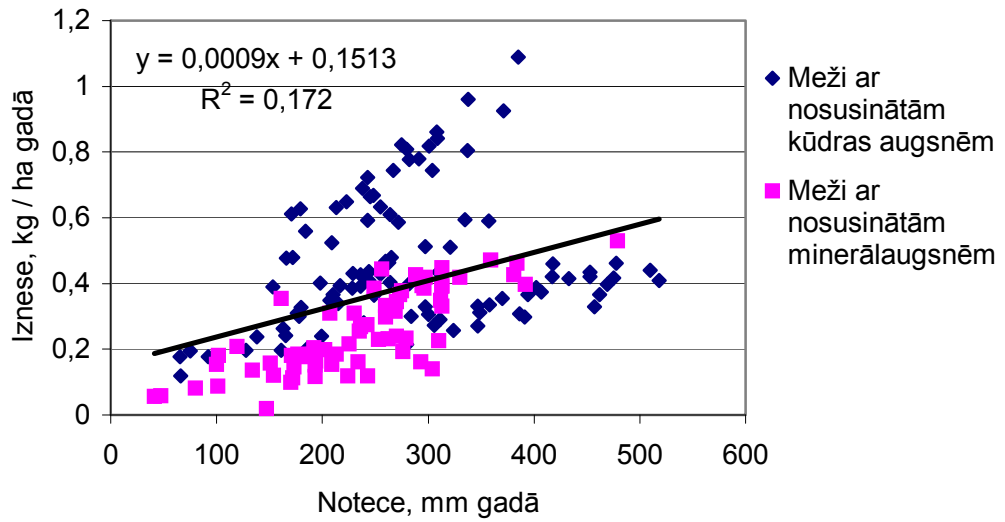
27. attēls. N-NH₄⁺ izneses modelis.



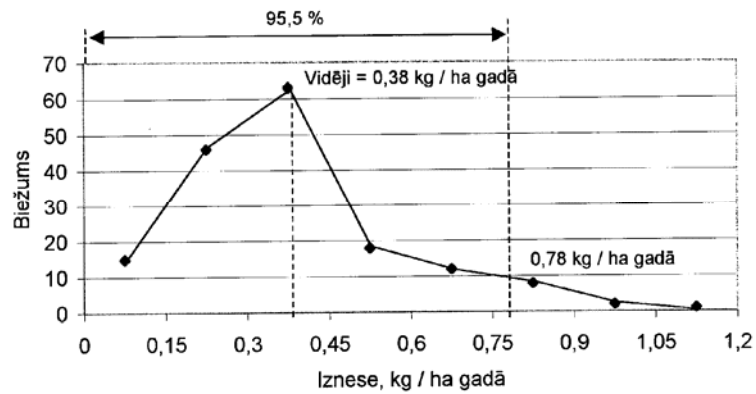
28. attēls. N-NH₄⁺ izneses sadalījuma poligons.



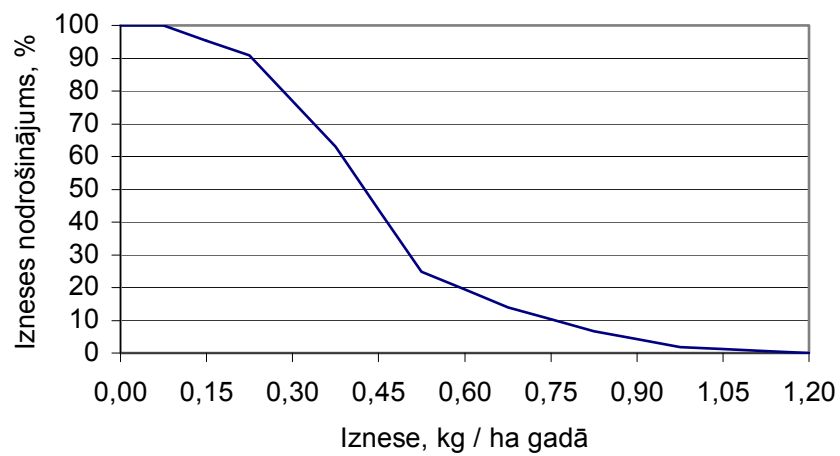
29. attēls. N-NH₄⁺ izneses varbūtību kumulāta.



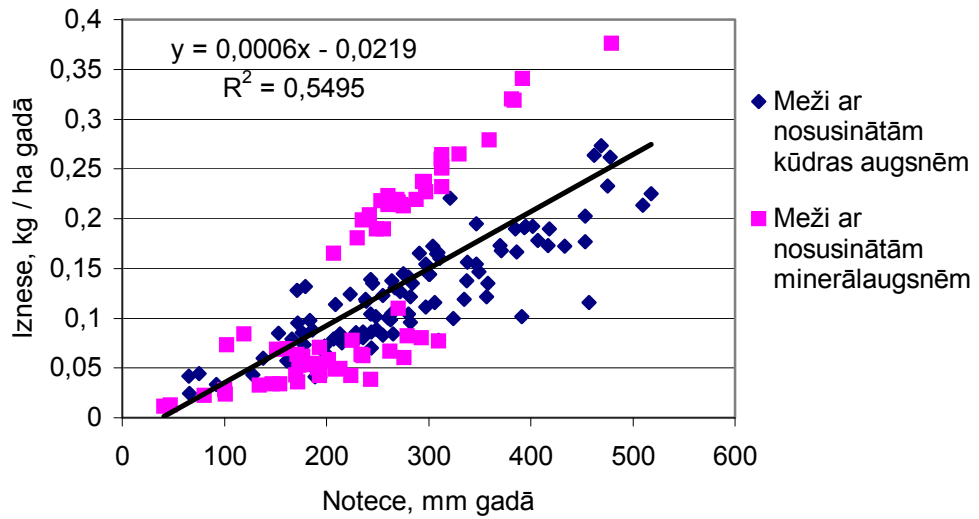
30. attēls. N-NO₃⁻ izneses modelis.



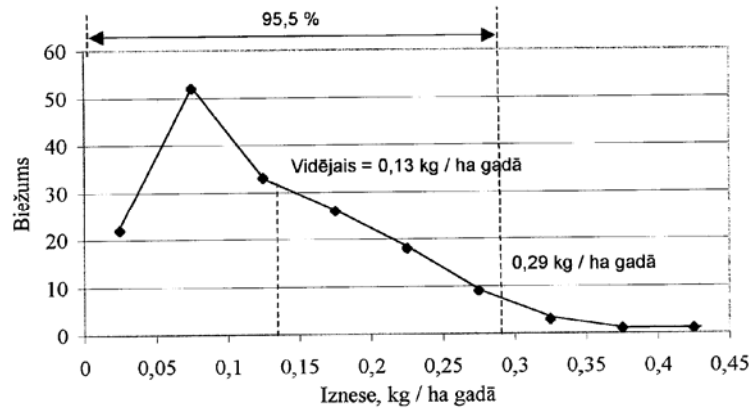
31. attēls. N-NO₃⁻ izneses sadalījuma poligons.



32. attēls. N-NO₃⁻ izneses varbūtību kumulāta.



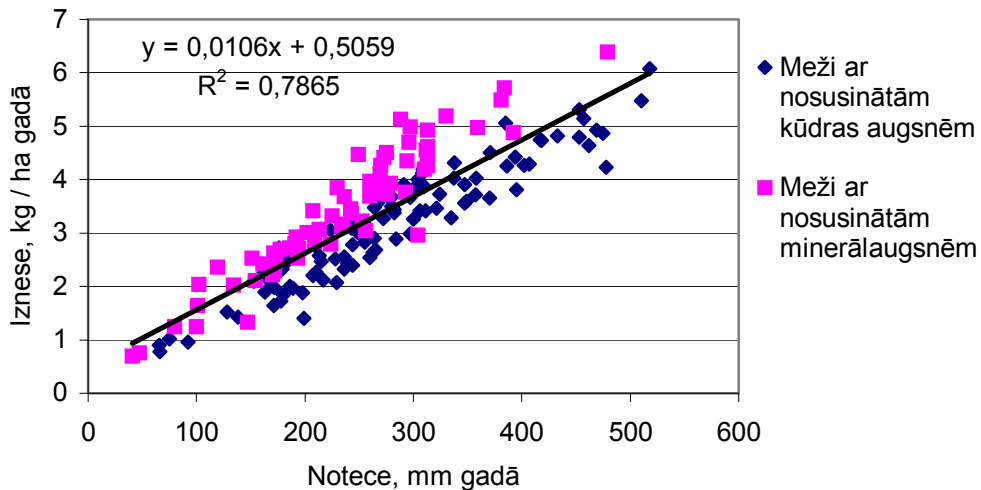
33. attēls. P-PO₄³⁻ izneses modelis.



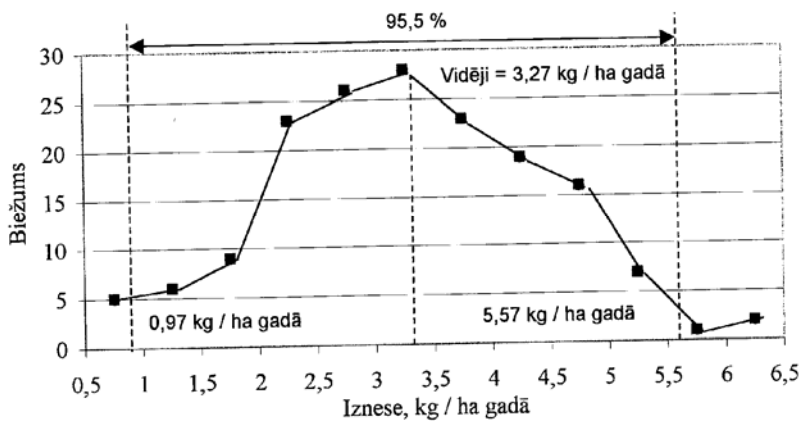
34. attēls. P-PO₄³⁻ izneses sadalījuma poligons.



35. attēls. P-PO₄³⁻ izneses varbūtību kumulāta.



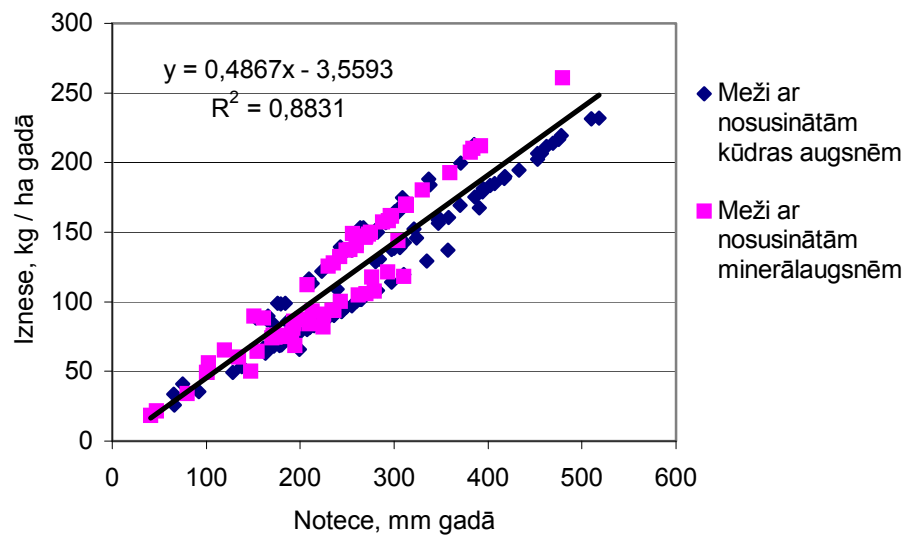
36. attēls. K^+ izneses modelis.



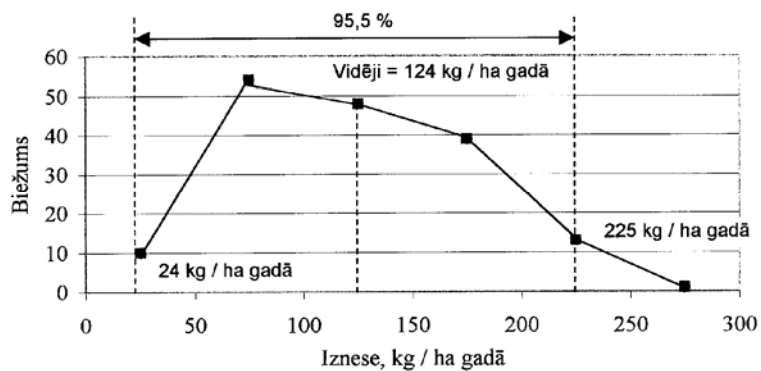
37. attēls. K^+ izneses sadalījuma poligons.



38. attēls. K^+ izneses varbūtību kumulāta.



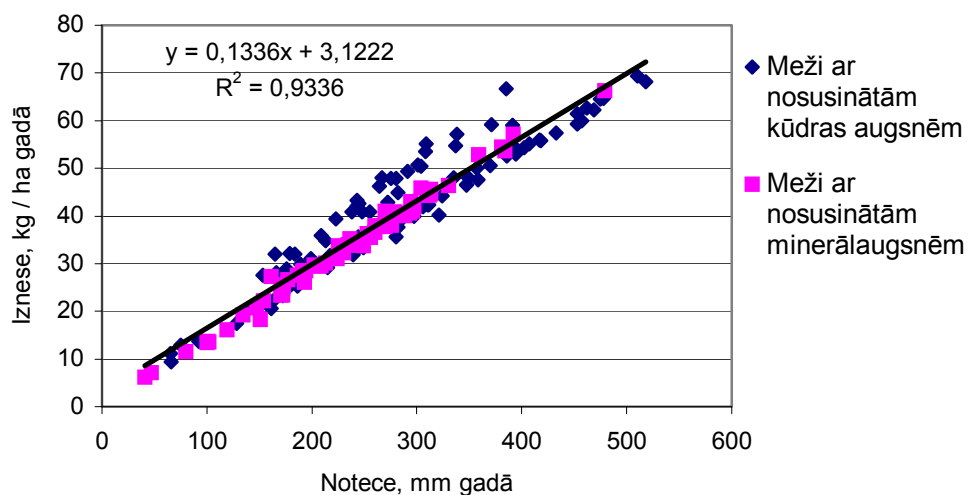
39. attēls. Ca^{2+} izneses modelis.



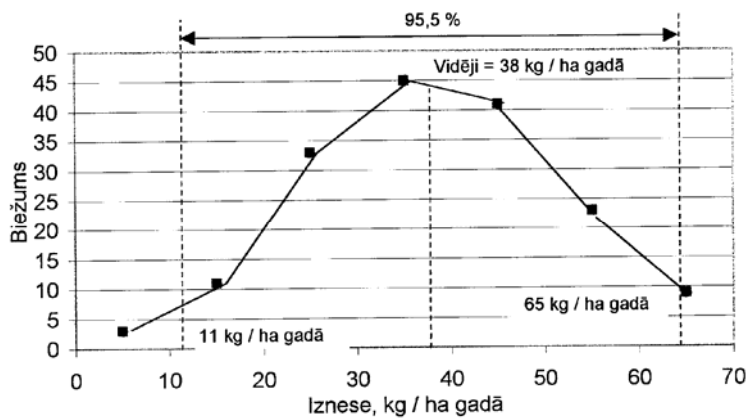
40. attēls. Ca^{2+} izneses sadalījuma poligons.



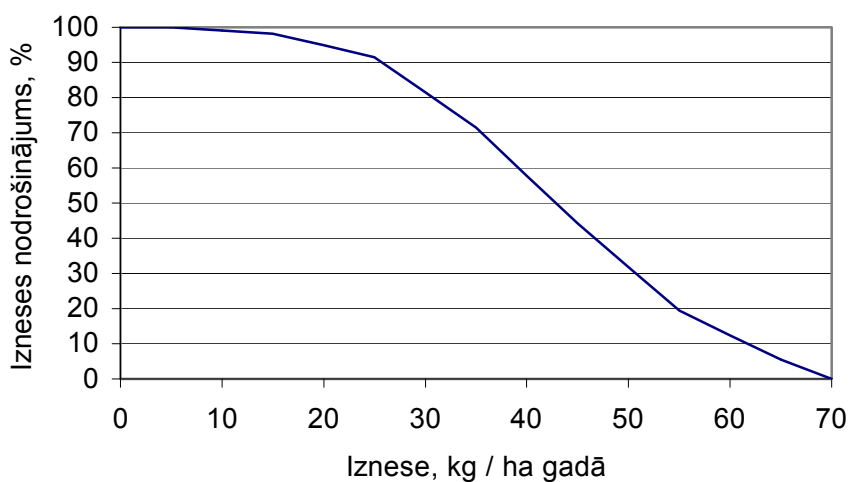
41. attēls. Ca^{2+} izneses varbūtību kumulāta.



42. attēls. Mg^{2+} izneses modelis.



43. attēls. Mg^{2+} izneses sadalījuma poligons.



44. attēls. Mg^{2+} iznese varbūtību kumulāta.

Zviedrijā izstrādāto barības vielu izneses modeļu vērtējums

Barības vielu izneses noteikšanai Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūras ziņojumā 3692 ieteikts izmantojot sekojošus vienādojumus:

$\text{NH}_4\text{-N}$ (kg N/ha gadā) = 0,03945 (visu novērojumu mediāna)

$\text{NO}_3\text{-N}$ (kg N/ha gadā) = 0,000445 * Q + 0,00551 $r^2 = 0.458$

Org-N (kg N/ha gadā) = 0,00279 * Q + 0,00893 $r^2 = 0.619$

Kop-N (kg N/ha gadā) = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{Org-N}$

$\text{PO}_4\text{-P}$ (kg P/ha gadā) = 0,00985 (visu novērojumu mediāna) vai

$\text{PO}_4\text{-P}$ (kg P/ha gadā) = 0,0127 (visu novērojumu mediāna)

Kop-P (kg P/ha gadā) = 0,00014 * Q - 0,00383 $r^2 = 0.488$ vai

Kop-P (kg P/ha gadā) = 0,000313 * Q - 0,0280 $r^2 = 0.48$

kur Q = notece (mm).

Vienādojumi iegūti no datiem ar mežu klātos ūdens sateces baseinos Zviedrijas ziemeļu un vidusdaļā. Slāpekļa un fosfora izskalošanās no meža zemēm aprēķināta, izmantojot sakarību starp ūdens noteci un vielu iznesi ar ūdeni piecās upēs Svēlandē un Norlandē, kuru sateces baseinos dominē meža zemes. Lai konstatētu sakarību starp noteces apjomu un barības vielu iznesēm, izmantoti dati par ikgadējo iznesi un noteci periodā no 1965.-1987. gadam (1969.-1987. fosforam) no stacionāriem meža upēs Rēne, Ore, Gide, Logde un Vesterdāle. Sakarība tika izteikta lineārās regresijas vienādojumu veidā. Tajos gadījumos, kad sakarība netika konstatēta, pieņemta visu novērojumu mediānas vērtība. Attiecīgā ūdens sateces baseina notece vēlāk izmantota, lai aprēķinātu barības vielu iznesi no meža zemēm visā apvidū.

Dotie vienādojumi atspoguļo t. s. normālo noteci. Papildus tai, no auglīgām mežu augsnēm ir novērojama papildus barības vielu notece. Lai arī zinātniski tas vēl nav pietiekami pamatots, tomēr novērojumi rāda, ka notece no auglīgām meža augsnēm jeb mežiem ar I un II bonitāti ir 10 vai, attiecīgi, 5 reizes lielāka nekā no mežiem ar vidēju un zemu bonitāti, t. i. bonitātes klasēm III-VIII.

Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūras ziņojumā publicētie literatūras dati par pētījumiem dažādos mežiem klātos Zviedrijas ūdens sateces baseinos liecina, ka N-NH₄⁺ iznese svārstās no 0,01 līdz 0,91 kg / ha gadā, N-NO₃⁻ iznese – no 0,01 līdz 6,4 kg / ha gadā un N-Tot iznese no 0,47 līdz 10,4 kg / ha gadā.

Notece no intensīvai mežsaimniecībai pakļautiem mežiem zviedru speciālistu skatījumā tiek uzskatīta par antropogēni ietekmētu. Tiek uzskatīts, ka kailcirtes palielina slāpekļa noteci par 400 % astoņu gadu laikā, un fosfora noteci par 200 % trīs gadu laikā. Pētījumi liecina, ka mežu, tai skaitā izcirtumu, nosusināšana palielina barības vielu noteci trīs reizes. Šis efekts ir novērojams piecus gadus attiecībā uz slāpekli un vienu gadu attiecībā uz fosforu. Arī mēslošana izraisa slāpekļa palielinātu noteci, kas ir attiecīgi trīs reizes lielāka nekā citos mežos sekojošo trīs gadu laikā.

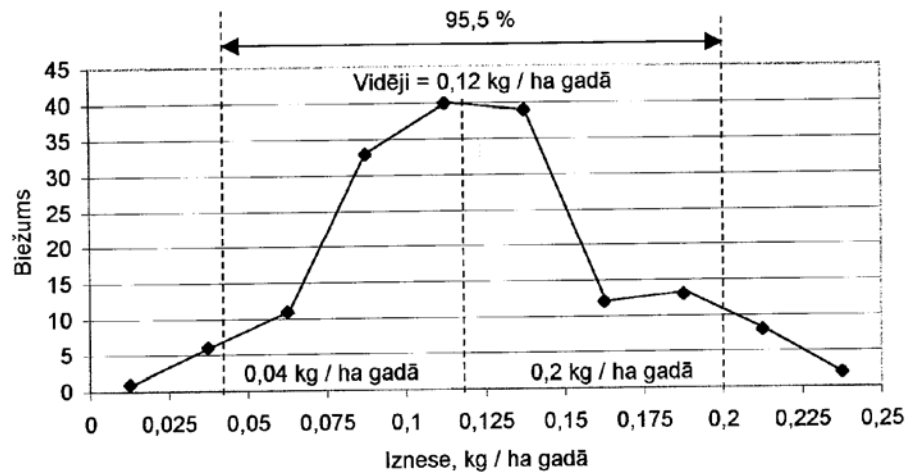
Tiek uzskatīts, ka notece no purviem ir tāda pati kā no mežiem, izņemot organiskā slāpekļa un organiskā fosfora noteci, kas ir divas reizes lielāka. Modeļos netiek apskatīta barības vielu aizture jeb denitrifikācijas process, kas norit pārpurvotajās platībās. Notece no purviem tiek uzskatīta par dabisku jeb "fona" līmeni.

Pētījumi Dienvidzviedrijā liecina, ka palielināts slāpekļa depozīts no atmosfēras ir cēlonis pieaugošai nitrātu iznesei no meža zemēm. Aprēķināta t. s. noteces antropogēnā daļa, kuras izcelsme ir atmosfēras piesārņojums un, daļēji, arī mežu mēslošana. Šīs daļas vērtība ir 0,15 kg N-Tot / ha visiem mežu veidiem. Auglīgajām meža zemēm ar I un II bonitātes mežaudzēm tiek piemēroti lielāki koeficienti saistībā ar atmosfēras piesārņojumu – 8 līdz 3 reizes vairāk nekā parastām meža zemēm. Tomēr, kā minēts ziņojumā 3692, tad šie dati un visi augstāk minētie apsvērumi ir atbilstoši Zviedrijas apstākļiem. Tādēļ tie būtu jāpārvērtē pirms modeļu izmantošanas citās valstīs.

No visām Zviedrijas apstākļos iegūtajām vielu izneses vērtībām un modeļiem ar Vesetnieku stacionāra datiem iespējams salīdzināt $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ un $P-PO_4^{3-}$ vērtības un vienādojumus. Zviedrijas vielu izneses modelī $N-NH_4^+$ un $P-PO_4^{3-}$ dotas konstantas iznešu vērtības, attiecīgi, 0,03945 un 0,0127 (0,00985) kg / ha gadā. Tās ir daudzkārt mazākas par Vesetnieku stacionārā iegūtajām iznešu vidējām vērtībām (attiecīgi, 3,71 un 0,13 kg / ha gadā). Teorētiski šādas mazas vielu izneses ir iespējamās arī Vesetnieku ūdens sateces baseinos, jo iekļaujas trīs standartnoviržu zonas robežās. Tomēr, salīdzinot abu paraugkopu vidējās vērtības, jāsecina, ka tās pieder dažādām ģenerālkopām, t. i., savā starpā atšķiras būtiski (One Sample T Test, $p < 0,05$).

Pilnīgāka salīdzināšana bija iespējama $N-NO_3^-$ iznešu vērtībām, kur Zviedrijas izneses ir raksturotas ar regresijas vienādojumu. Ievietojot šajā vienādojumā Vesetnieku stacionāra ūdens sateces baseinu gada noteču vērtības, tika iegūtas vielas izneses salīdzināšanai ar pēc mūsu regresijas vienādojuma iegūtajām iznesēm. Salīdzinot datu paraugkopas kā saistītās izlases, konstatēts, ka atšķirības starp tām ir būtiskas (Paired Samples T Test, $p < 0,05$). Tas

nozīmē, ka Zviedrijas un Latvijas apstākļos izstrādātie iznešu modeļi dod atšķirīgus rezultātus. Pēc Zviedrijas N-NO_3^- iznešu modeļa iegūtais sadalījuma poligons skatāms 45. attēlā (salīdzināt ar 31. attēlu).



45. attēls. Pēc Zviedrijā izstrādātā modeļa aprēķināto N-NO_3^- iznešu sadalījuma poligons.

Diskusija

Zviedrijā iegūtās barības vielu izneses ir ievērojami mazākas nekā Latvijas pārmitrajos mežos konstatētās. Tas visticamāk ir saistīts ar Zviedrijas Vides aizsardzības aģentūras ziņojumā aprakstīto antropogēnās ietekmes faktoru radītās izneses daļas, piemēram, atmosfēras piesārņojuma ieneses ar nokrišņiem, mežsaimniecisko pasākumu (kailcirtes, nosusināšana, meža mēslošana) u.c. izslēgšanu no modeļiem. Latvijas apstākļos šādi koeficienti noteces no mežiem vērtēšanai pagaidām vēl nav izstrādāti.

Tomēr, pēc mūsu domām, Latvijas pārmitro mežu ūdens bilanci un vielu apriti ne mazākā mērā nosaka vietējie meteoroloģiskie apstākļi un reģiona hidroģeoloģiskās īpatnības. Pierādīts, ka pārmitro mežu izvietojumu Latvijā nenosaka nokrišņu daudzums, bet gan pazemes spiedes ūdeņu izķīlēšanās rajoni (Залитис, 1983).

Tādējādi Latvijas apstākļos iegūtās iznešu vērtības atspoguļo faktisko jeb reālo iznesi no mežiem, neatrēķinot antropogēnās ietekmes īpatsvaru. Dabiskais jeb “fona” līmenis ir samērā strīdīgs jēdziens, ja pieņemam, ka praktiski nepastāv antropogēni neietekmētas ekosistēmas un procesi tajās.

Minerālvielu notece ar virszemes ūdeņiem ir atkarīga no zemes apsaimniekošanas veida: vislielākā tā ir no aramzemes, kur slāpekļa daudzums virszemes ūdeņos var būt 2 - 84 mg/l (Šķiņķis, 1992). Pētījumos Zviedrijā konstatēts, ka tieši noteces no lauksaimniecībā

izmantotajām platībām ienes 40 % slāpekļa un fosfora Baltijas jūrā (Jansons, 1996). Atsaucoties uz G. Likena u. c. (1970, 1977) un P. Vitousek u. c. (1982) pētījumiem, F. Beese (1987) uzskata, ka mežos nitrātu izskalošanās iespējama ļoti niecīgā daudzumā, piemēram, izdarot kailcirtes. Tomēr slāpekļa daudzumam ekosistēmā pieaugot, nitrātu zudumi kļūst iespējamāki.

Pēc V.Jansona (1996) pētījumiem slāpekļa notece no lauksaimniecības augsnēm veido ap 11 - 12 kg ha⁻¹ a⁻¹, bet fosfora - 0.41 - 0.42 kg ha⁻¹ a⁻¹. Pētījumos Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra nosusinātajos mežos konstatēta N-NH₄⁺ notece 3,71 kg ha⁻¹ a⁻¹; N-NO₃⁻ - 0.38 kg ha⁻¹ a⁻¹ un P-PO₄³⁻ - 0.13 kg ha⁻¹ a⁻¹. Integrālā monitoringa stacijās nelielos Latvijas meža upju baseinos Rucavā un Taurenē konstatēta N-NH₄⁺ notece 0.21 - 1.7 kg ha⁻¹ a⁻¹; N-NO₃⁻ - 0.21 - 0.82 kg ha⁻¹ a⁻¹ un P_{tot} - 0.03 - 0.12 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Lūļko, Frolova u. c., 1997). Pētījumos baltalkšņu audzēs pie Viesītes upes N-NH₄⁺ notece bija 0.71 kg ha⁻¹ a⁻¹; N-NO₃⁻ - 0.17 kg ha⁻¹ a⁻¹ un P-PO₄³⁻ - 0.11 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Literatūras dati liecina, ka tīros virszemes un pazemes ūdeņos slāpekļa savienojumu ir ļoti maz: NH₄⁺ - 0.01 - 0.1 mg/l un NO₃⁻ - 0.01 - 0.5 mg/l (Mežaraups, 1995). Pēc Latvijā pieņemtajām virszemes ūdeņu kvalitātes normām ("Virszemes ūdeņu kvalitātes prasības", 1997) maksimāli pieļaujamā biogēno vielu koncentrācija cilvēku patēriņam paredzētajā ūdenī, pārrēķinot tūrvielās ir šāda: N-NH₄⁺ 0.39 mg/l; N-NO₃⁻ 11.29 mg/l; P-PO₄³⁻ 1.63 mg/l; K⁺ 12 mg/l; Mg²⁺ 50 mg/l un pH 9.5. Tomēr literatūrā ir norādes par zemākām kritiskajām vērtībām, piemēram, ja nitrātu koncentrācija pārsniedz 1 mg/l, tad ūdens jau uzskatāms par piesārņotu (Mežaraups, 1995). Līdzšinējie pētījumi Latvijā attiecas galvenokārt uz lauksaimniecības zemēm un ir visai fragmentāri. Tādējādi reālais barības vielu daudzums virszemes ūdeņos un to izneses vērtības vēl joprojām ir pētāms jautājums.

Izmantojot sakarības starp ienestās vielas koncentrāciju ūdenī un ienestā vai iznestā ūdens apjomu, kas konstatētas laikā no 1997. līdz 2000. gadam, izdarīta retrospektīva datu ekstrapolēšana laikā līdz pat hidroloģisko novērojumu sākumam 60.-tajos gados.

Konstatēts, ka pēcmeliorācijas periodā 31 gada laikā ar klaja lauka nokrišņiem uz hektāra ienests 485 kg N-NH₄⁺, 30 kg N-NO₃⁻, 46 kg un P-PO₄³⁻, 390 kg K⁺, 1240 kg Ca²⁺ un 505 kg Mg²⁺. Tajā pat laikā no kūdreņiem un āreņiem ar grāvju noteci iznests attiecīgi 194 kg un 110 kg N-NH₄⁺, 21 kg un 2 kg N-NO₃⁻, 3 kg un 4 kg P-PO₄³⁻, 133 kg un 72 kg K⁺, 6727 kg un 3214 kg Ca²⁺, 2252 kg un 1085 kg Mg²⁺. Datu analīze liecina, ka Ca²⁺, Mg²⁺ un N-NO₃⁻ izneses no kūdreņiem ir būtiski lielākas nekā no āreņiem.

4.6. BIOĢĒNO ELEMENTU PIEPLŪDE AR PAZEMES SPIEDES ŪDEŅIEM

Minerālās barības vielas iekļaujas to piecu neaizvietojušo faktoru (radiācija, ūdens, ogļskābā gāze, skābeklis un minerālie elementi) skaitā, kas vistiešākajā veidā ietekmē ekosistēmu pastāvēšanu un ražību. Purvu un arī mežu ar biezu kūdras slāni ražība lielā mērā atkarīga no minerālo barības vielu "importa" ar pieplūstošiem gruntsūdeņiem un pazemes spiedes ūdeņiem. Atklātā likumsakarība (Залитис, 1983), ka 86% no Latvijas purvainiem un kūdreņiem atrodas rajonos, kur iespējama pazemes spiedes ūdeņu izķīlēšanās, nosaka, ka šo mežu ūdens bilances pieplūdes daļā iekļaujas trīs komponenti: atmosfēras nokrišņi, no blakus esošām sausienēm pieplūstošie gruntsūdeņi un izplūstošie pazemes spiedes ūdeņi. Šo komponentu savstarpējās attiecības nosaka ne tikai pārpurvoto mežu ūdens bilances apjomu, bet arī kvalitāti, t.i., biogēno minerālvielu koncentrāciju augsnes gruntsūdeņos.

Ar nokrišņiem pieplūstošo minerālvielu apjoms ir nepietiekošs, lai kūdreņos, kur koku saknes no minerālgrunts nereti atdala 4-5 m biezs kūdras slānis, izveidotos augstražīgas mežaudzes. Kalcija un magnija daudzums nokrišņu ūdeņos ir tik tikko pietiekošs, lai nosegtu šo elementu patēriņu stumbra koksnes tekošajā pieaugumā (Пьявченко, 1971). Taču biogēnās minerālvielas ir arī nepieciešamas gan meža zemsedzes augiem, gan augsnes biocenozei. Tanī pat laikā daļa minerālvielu aizplūst pa nosusināšanas grāvjiem ārpus meža ekosistēmas. Minerālvielu pieplūde kūdreņos no pieguļošajām sausieņu nogāzēm visbiežāk nesniedzas tālāk par 50 m (Залитис, 1983), un kokaudžu ražība kūdreņos vistiešākā veidā ir atkarīga no pazemes spiedes ūdeņu izķīlēšanās intensitātes, kas ir atšķirīga pat viena meža nogabala ietvaros un turklāt mainās arī laikā.

Fizikālajā aspektā izķīlēšanās intensitāte q ir tieši proporcionāla pazemes spiedes ūdeņu pjezometriskā līmeņa h un augsnes gruntsūdens līmeņa H starpībai $\Delta h = h - H$, filtrācijas koeficientam K un apgriezti proporcionāla filtrācijas ceļa garumam L . Izplūdes intensitātes teritoriālās atšķirības purvainos un kūdreņos nav precīzi izskaitļojamas, jo nevar iegūt nepieciešamo informāciju ne par filtrācijas ceļa garumu, ko raksturo galvenokārt mālainā sprostsļāņa biezums, ne arī par filtrācijas koeficientu šajā slānī. Tāpēc minerālvielām bagāto pazemes ūdeņu izplūdes apjoma rādītāji ir samērā nosacīti, un tos raksturo tikai gradients $\Delta h = h - H$.

Zem ūdeni necaurīdīgā morēnas sprostsļāņa esošā devona dolomīta spraugās akumulētā ūdens spiediens ir teritoriāli izlīdzināts un tā pjezometriskā virsma veido samērā līdzenu plakni. Varam pieņemt, ka h starp divām samērā tuvu ierīkotām novērošanas akām mainās lineāri. Tas paver iespēju izmantot meža hidroloģijas praksē reti pielietoto trijstūra plaknes

vienādojumu sistēmu $ax_i + by_i + ch_i = 1$, kur x un y dziļurbuma aku koordinātes plaknē, h – pjezometrisko līmeņu augstums virs jūras līmeņa un $i = 1...3$. Izmantojot aprēķinātās koeficientu a, b, c skaitliskās vērtības, var aprēķināt h , kā arī $h-H$ vērtības ikvienā plaknes punktā ar koordinātēm x un y , kur izmērīts H .

Iezīmējot poligonu ar 9 dziļurbuma akām daudzstūra virsotnēs (46 attēls), var izveidot 8 trijstūra plaknes un ikvienas no tām ietvaros iespējams aprēķināt pjezometrisko līmeni atbilstoši izvēlētajā punkta x un y koordinātēm. Kā punktus izvēlējamies gruntsūdens līmeņa ilglaicīgo novērojumu akas, no kurām pēdējos piecos gados sistemātiski ņemti arī ūdens paraugi biogēno elementu koncentrācijas noteikšanai.

Pieņemsim, ka mūsu uzdevums ir noskaidrot Δh augsnes gruntsūdeņu novērošanas akas H12 vietā 14.07.2001.

Dots: aka H12 atrodas trijstūra HGD 25, HGD 19, HGD16 plaknē (46. attēls). Trijstūra virsotņu koordinātes stacionāra teritorijas plānā: HGD 25 $\rightarrow x = 148, y = 129$; HGD 19 $\rightarrow x = 236, y = 226$; HGD 16 $\rightarrow x = 288, y = 163$ un akai H 12 $\rightarrow x = 218, y = 158$.

Pjezometrisko līmeņu augstumi trijstūra virsotnēs virs jūras līmeņa: HGD 25 $\rightarrow h = 9296$ cm; HGD 19 $\rightarrow h = 9601$ cm, HGD 16 $\rightarrow h = 9107$ cm. Augsnes gruntsūdens līmenis H 12 $\rightarrow H = 9248$ cm.

Izveidojam vienādojumu sistēmu un izskaitļojam koeficientus a, b un h .

$$\begin{cases} 148a + 129b + 9296h = 1 \\ 236a + 226b + 9601h = 1 \\ 228a + 163b + 9107h = 1 \end{cases}$$

Iegūstam: $a = 0,00014, b = -0,00034, h = 0,00011$.

Ievietojam plaknes vienādojumā akas H12 koordinātēs x, y un iegūstam:

$0,00014 \times 218 - 0,00034 \times 158 + 0,00011h = 1$, no kurienes $h = 9302$ cm un $\Delta h = h - H = 9302 - 9248 = 54$ cm.

Tātad 14.07.2001. akas H12 atrašanās vietā pazemes ūdeņu pjezometriskais līmenis ir par 54 cm augstāks nekā augsnes gruntsūdens līmenis.

Vesetnieku stacionāra teritorijā pazemes ūdeņu pjezometrisko līmeņu starpība kūdreņos un tiem pieguļošajās sausienēs sasniedz 12 m: videji $h_{\max} = 102,01$ m un $h_{\min} = 89,53$ m. (att.)

Aprēķinot h un izmērot H , Vesetnieku stacionāra kūdreņos iezīmējam samērā lielas Δh vidējo skaitlisko vērtību atšķirības (47. attēls): no -97 cm līdz +265 cm. Mēs izvirzījām mērķi noskaidrot vai vietās ar atšķirīgām Δh vērtībām atšķirīgas ir arī augsnes gruntsūdeņos izšķīdušo kalcija un magnija jonu koncentrācijas. Šo jonu paaugstināta koncentrācija

raksturīga dolomītos lokalizētiem pazemes ūdeņiem.

Pārbaudei izvēlējamies 7 mērpunktus (14 tabula), no tiem 3 mērpunktos iegūtie dati veido vienu neliela spiediena kopu, kur Δh vidējās vērtības atrodas robežās no -97 cm līdz $+27$ cm (47. attēlā apzīmēti \boxtimes); otru pastiprināta spiediena kopu veido y mērpunktos iegūtie dati pie Δh vidējām vērtībām robežās no $+162$ cm līdz $+205$ cm (47. attēlā apzīmēti \otimes).

Devona dolomīta spraugās lokalizētos pazemes spiediena ūdeņos kalcija jonu koncentrācija sešu 18-31 m dziļo novērošanas aku ierīkošanas laikā (1972.g.) bija vidēji $51,7 \text{ mg.l}^{-1}$ magnija jonu koncentrācija – $12,8 \text{ mg.l}^{-1}$.

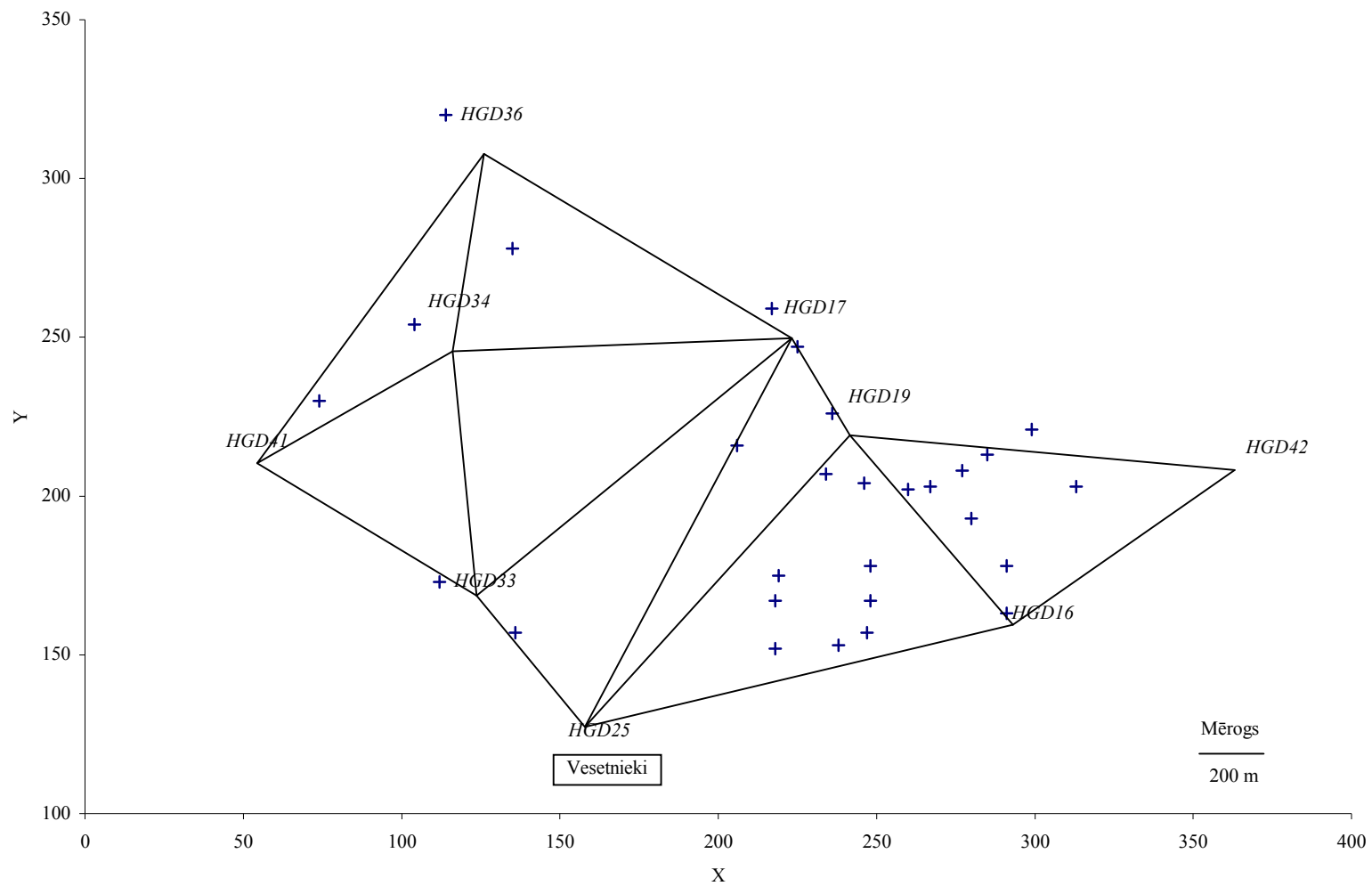
Līdz divi metri dziļajās augsnes gruntsūdens līmeņa novērošanas akās pēdējo piecu gadu laikā jonu vidējā koncentrācija pazemes ūdeņu neliela spiediena zonā pie $\Delta h = -20$ cm bijusi: Ca – $17,4 \text{ mg.l}^{-1}$; Mg – $6,1 \text{ mg.l}^{-1}$; pastiprināta spiediena zonā pie $\Delta h = +213$ cm Ca – $45,0 \text{ mg.l}^{-1}$; Mg – $15,0 \text{ mg.l}^{-1}$.

Pastiprināta spiediena zonā Ca un Mg vidējā koncentrācija kūdras slānī ierīkoto aku ūdeņos signifikanti neatšķiras no 1972. gadā izmērītām jonu koncentrācijām dolomītu spraugās lokalizētajā ūdenī: attiecībā uz Ca $t_{\text{fakt}} = 1.11 < t_{0,05} = 1.96$; attiecībā uz Mg $t_{\text{fakt}} = 1.03 < t_{0,05} = 1.96$. Neliela spiediena zonā kūdras slāņa gruntsūdeņos kalcija un magnija jonu vidējā koncentrācija ir signifikanti mazāka nekā pazemes ūdeņu pastiprināta spiediena zonā: attiecībā uz Ca $t_{\text{fakt}} = 20.7 < t_{0,05} = 1.96$; attiecībā uz Mg $t_{\text{fakt}} = 13.1 < t_{0,05} = 1.96$.

Biogēno elementu papildus pieplūde ar pazemes spiedes ūdeņiem atspoguļojas arī meža ražībā: pastiprināta spiediena zonā augošo 8 priežu kokaudžu augstuma pieaugums pēdējo 25 gadu laikā atbilst pirmajai bonitātei; neliela spiediena zonā 7 audžu augstuma pieaugums – otrai bonitātei. Tas apstiprina iepriekš atzīmēto (Залитис, 1983) likumsakarību, ka kūdreņu meža tipi un ar tiem saistītā meža ražība atspoguļo pazemes spiedes ūdeņu izķīlēšanās intensitāti: šaurlapju kūdreņos (1. bonitāte) pazemes spiedes ūdeņi pieplūst aptuveni divreiz intensīvāk nekā par mežu bonitāti nabadzīgākos mētru kūdreņos.

Kūdras biežā slāņa veidošanās ilgst vairākus gadu tūkstošus, un kūdras botāniskais sastāvs, kā arī slānī akumulētās barības vielas saistās ar pazemes ūdeņu nepārtrauktu pieplūdi kūdras substrētā. Biogēno elementu pieplūdes intensitāte ikvienā vietā savukārt izpaužas kā trīs argumentu funkcija: 1) biogēno elementu koncentrācija pieplūstošos pazemes ūdeņos; 2) pieplūstošo ūdeņu spiediens; 3) sprosts slāņa biezums un ūdens filtrācijas koeficients. Varam pieņemt, ka vienā izvēlētajā vietā pirmais un trešais arguments uzskatāmi kā laikā nemaināmi lielumi. Tādējādi biogēno elementu koncentrācija augsnes gruntsūdeņos mainās līdz ar

pazemes ūdeņu pjezometriskā līmeņa un augsnes gruntsūdens līmeņa starpības Δh izmaiņām.

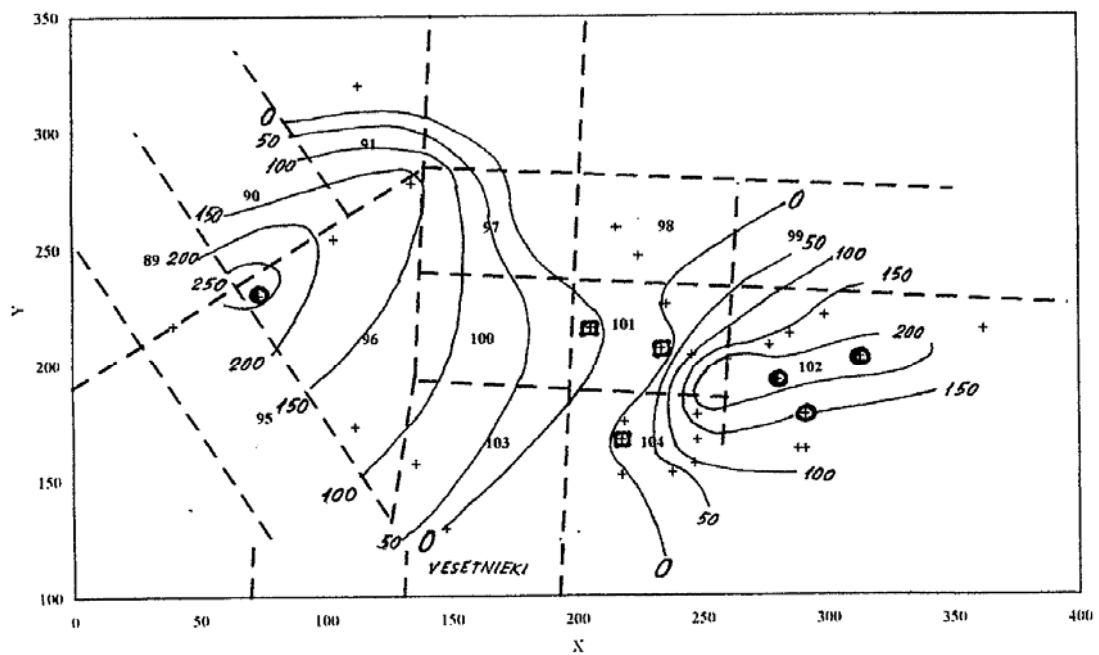
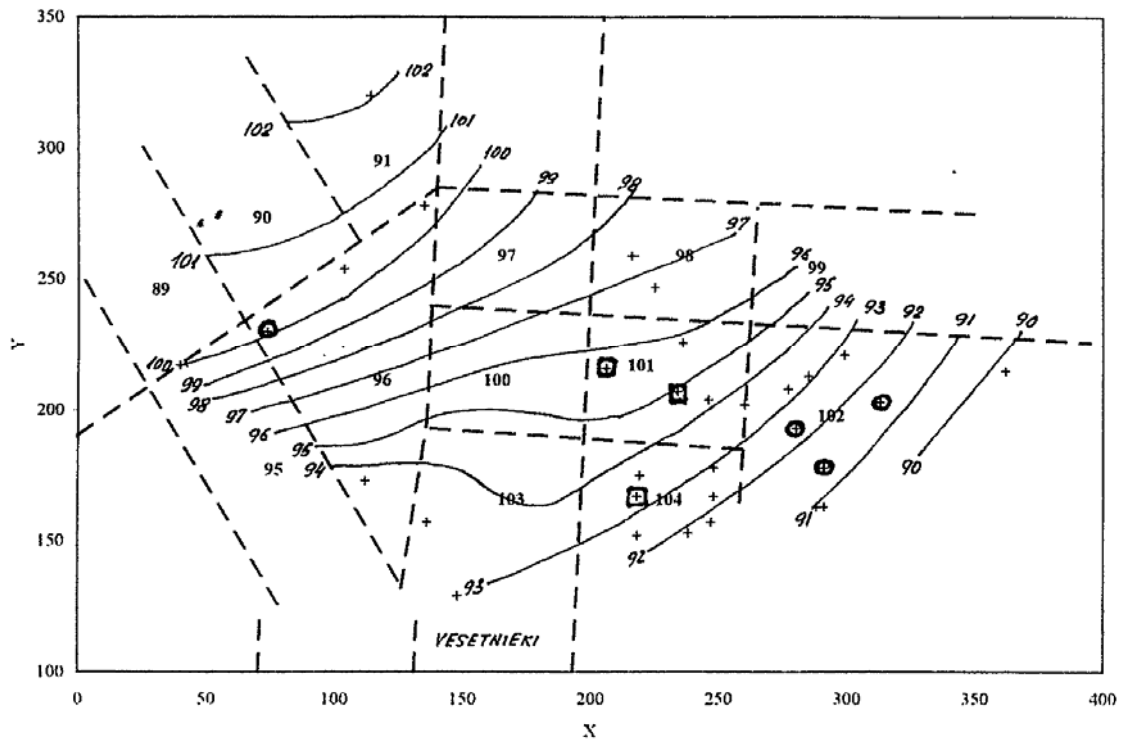


46. attēls. Dziļurbuma aku izvietojuma

un trijstūru plakņu shēma Vesetnieku stacionāra 1.-3. sateces baseinu teritorijā.

Ca un Mg jonu koncentrācija augsnes gruntsūdeņos mežos ar biezu kūdras slāni

| Datums | H 72 aka | | H 103 aka | | H 130 aka | | H 201 aka | | H 13 aka | | HG 30 aka | | HG 31 aka | |
|-----------------|----------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|----------|------|-----------|------|-----------|------|
| | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ | Ca2+ | Mg2+ |
| 28.04.1997. | 35,1 | 12,2 | 35,1 | 9,1 | 70,1 | 30,4 | 90,2 | 18,2 | 25,1 | 9,1 | 25,1 | 3,0 | 19,3 | 3,0 |
| 11.05.1997. | 35,1 | 6,1 | 25,0 | 3,0 | 70,1 | 18,2 | 70,1 | 6,1 | 20,0 | 3,0 | 15,0 | 3,0 | 3,6 | 3,6 |
| 25.05.1997. | 35,1 | 12,2 | 25,0 | 12,2 | 80,2 | 18,2 | 95,2 | 30,4 | 20,0 | 9,1 | 17,5 | 3,0 | 10,0 | 3,0 |
| 10.06.1997. | 30,1 | 9,1 | 30,1 | 4,6 | 70,1 | 16,7 | 90,2 | 24,3 | 20,0 | 6,1 | 15,0 | 1,5 | 10,0 | 1,5 |
| 25.06.1997. | 75,1 | 33,2 | 50,1 | 12,1 | 105,2 | 54,4 | 125,3 | 27,2 | 45,1 | 3,0 | 25,0 | 6,0 | 5,0 | 1,2 |
| 27.07.1997. | 50,1 | 0,1 | 40,1 | 6,1 | 90,2 | 6,1 | 85,2 | 12,2 | 30,1 | 3,0 | 15,0 | 3,0 | 12,5 | 3,0 |
| 10.08.1997. | 65,1 | 18,2 | 40,0 | 18,2 | 75,1 | 9,1 | 70,1 | 21,3 | 15,0 | 6,1 | 20,0 | 6,1 | 10,0 | 3,0 |
| 23.08.1997. | 40,1 | 18,2 | 40,5 | 22,8 | 75,1 | 48,6 | 90,2 | 27,4 | 35,0 | 6,1 | 22,5 | 22,8 | 20,0 | 6,1 |
| 11.07.1998. | 40,1 | 9,1 | 35,1 | 6,1 | 60,1 | 15,2 | 20,0 | 9,1 | 20,0 | 6,1 | 15,0 | 3,0 | 15,0 | 3,0 |
| 27.07.1998. | 30,1 | 12,2 | 40,1 | 3,0 | 40,1 | 33,4 | 30,1 | 9,1 | 25,1 | 6,1 | 20,0 | 1,5 | 20,0 | 0,1 |
| 09.08.1998. | 40,1 | 15,2 | 10,0 | 9,1 | 65,1 | 15,2 | 35,1 | 10,6 | 20,0 | 6,1 | 10,0 | 4,6 | 10,0 | 6,1 |
| 26.08.1998. | 35,1 | 18,2 | 25,1 | 9,1 | 70,2 | 15,2 | 30,1 | 15,2 | 15,0 | 7,6 | 15,0 | 3,0 | 5,0 | 9,1 |
| 30.09.1998. | 40,1 | 15,2 | 40,1 | 15,2 | 65,1 | 21,3 | 40,1 | 12,2 | 35,1 | 27,4 | 15,0 | 0,1 | 10,0 | 1,5 |
| 14.10.1998. | 45,1 | 15,2 | 25,1 | 9,1 | 65,1 | 12,2 | 45,1 | 18,2 | 20,0 | 6,1 | 17,5 | 0,1 | 7,5 | 7,6 |
| 25.10.1998. | 32,6 | 16,7 | 30,1 | 6,1 | 60,1 | 15,2 | 5,0 | 1,5 | 25,1 | 6,1 | 17,5 | 3,0 | 15,0 | 3,0 |
| 15.11.1998. | 35,1 | 13,7 | 25,1 | 15,2 | 60,1 | 15,2 | 55,1 | 15,2 | 20,0 | 9,1 | 20,0 | 4,6 | 7,5 | 6,1 |
| 02.12.1998. | 40,1 | 16,7 | 35,1 | 15,2 | 57,6 | 13,7 | 57,6 | 16,7 | 22,6 | 9,1 | 20,0 | 6,1 | 7,5 | 10,6 |
| 19.12.1998. | 45,1 | 15,2 | 42,6 | 13,7 | 60,1 | 10,6 | 30,1 | 31,9 | 20,0 | 10,6 | 17,5 | 7,6 | 12,5 | 7,6 |
| 25.01.1999. | 20,0 | 12,2 | 30,1 | 9,1 | 60,1 | 16,7 | 52,6 | 21,3 | 20,0 | 10,6 | 12,5 | 10,6 | 12,5 | 4,6 |
| 16.02.1999. | 25,1 | 18,2 | 30,1 | 9,1 | 60,1 | 6,1 | 60,1 | 18,2 | 20,0 | 12,2 | 22,6 | 6,1 | 10,0 | 3,0 |
| 24.03.1999. | 45,1 | 9,1 | 40,1 | 4,6 | 30,1 | 24,3 | 65,1 | 15,2 | 25,1 | 12,2 | 17,5 | 6,1 | 12,5 | 4,6 |
| 22.04.1999. | 15,0 | 7,6 | 25,1 | 12,2 | 60,1 | 21,3 | 70,2 | 12,2 | 17,5 | 4,6 | 15,0 | 6,1 | 15,0 | 4,6 |
| 10.05.1999. | 30,1 | 4,6 | 30,1 | 6,1 | 55,1 | 18,2 | 60,1 | 19,8 | 15,0 | 9,1 | 15,0 | 6,1 | 10,0 | 7,6 |
| 07.06.1999. | 30,1 | 9,1 | 35,1 | 9,1 | 60,1 | 10,6 | 30,1 | 9,1 | 20,0 | 7,6 | 30,1 | 1,5 | 12,5 | 3,0 |
| 21.06.1999. | 35,1 | 9,1 | 35,1 | 9,1 | 55,1 | 18,2 | 55,1 | 15,2 | 20,0 | 3,0 | 20,0 | 3,0 | 10,0 | 3,0 |
| 13.07.1999. | 30,1 | 19,8 | 30,1 | 21,3 | 65,1 | 19,8 | 45,1 | 12,2 | 30,1 | 6,1 | 15,0 | 6,1 | 12,5 | 6,1 |
| 11.08.1999. | 40,1 | 15,2 | 40,1 | 12,2 | 60,1 | 18,2 | 60,1 | 15,2 | 20,0 | 9,1 | 15,0 | 6,1 | 5,0 | 9,1 |
| 10.09.1999. | 40,1 | 30,4 | 40,1 | 18,2 | 60,1 | 42,6 | 50,1 | 36,5 | 30,1 | 3,0 | 20,0 | 12,2 | 15,0 | 12,2 |
| 28.09.1999. | 35,1 | 24,3 | 35,1 | 21,3 | 60,1 | 30,4 | 50,1 | 36,5 | 20,0 | 18,2 | 20,0 | 3,0 | 12,5 | 3,0 |
| 12.11.1999. | 24,1 | 12,2 | 20,0 | 9,7 | 60,1 | 24,3 | 56,1 | 17,0 | 22,1 | 6,1 | 14,0 | 4,9 | 10,0 | 2,4 |
| 19.12.1999. | 30,1 | 18,2 | 35,1 | 18,2 | 80,2 | 27,4 | 50,1 | 18,2 | 17,5 | 10,6 | 12,5 | 12,2 | 10,0 | 6,1 |
| 20.01.2000. | 30,1 | 18,2 | 32,1 | 17,0 | 36,1 | 9,7 | 52,1 | 19,5 | 16,0 | 9,7 | 8,0 | 2,4 | 10,0 | 4,9 |
| 11.03.2000. | 27,9 | 12,7 | 41,8 | 5,7 | 69,8 | 14,1 | 46,5 | 14,1 | 20,9 | 8,4 | 13,9 | 8,4 | 13,9 | 8,4 |
| 08.04.2000. | 28,9 | 13,1 | 38,5 | 5,8 | 36,1 | 26,2 | 45,7 | 13,1 | 19,2 | 8,7 | 14,4 | 7,3 | 12,0 | 4,4 |
| 13.05.2000. | 38,5 | 0,1 | 38,5 | 11,7 | 33,7 | 33,5 | 60,1 | 10,9 | 26,5 | 7,3 | 16,9 | 10,2 | 14,4 | 5,8 |
| 10.06.2000. | 38,5 | 14,6 | 33,7 | 11,7 | 62,6 | 16,0 | 52,9 | 13,1 | 24,0 | 7,3 | 16,9 | 2,9 | 14,4 | 5,8 |
| 30.06.2000. | 45,7 | 13,1 | 38,5 | 10,2 | 67,4 | 16,0 | 57,7 | 8,7 | 33,7 | 4,4 | 19,2 | 2,9 | 12,0 | 2,9 |
| 29.07.2000. | 36,1 | 8,8 | 43,3 | 5,8 | 72,2 | 19,0 | 40,9 | 13,1 | 26,5 | 5,8 | 21,7 | 2,9 | 12,0 | 5,8 |
| 23.08.2000. | 40,9 | 5,8 | 36,1 | 8,8 | 67,4 | 17,5 | 48,1 | 14,6 | 26,5 | 7,3 | 19,2 | 4,4 | 14,4 | 2,9 |
| 15.09.2000. | 40,9 | 10,2 | 31,3 | 11,7 | 65,0 | 17,5 | 52,9 | 14,6 | 26,5 | 5,8 | 19,2 | 4,4 | 9,6 | 8,8 |
| 16.11.2000. | 28,9 | 13,1 | 38,5 | 11,7 | 101,0 | 26,3 | 40,9 | 11,7 | 21,6 | 7,2 | 14,4 | 2,9 | 12,0 | 7,3 |
| 22.12.2000. | 40,2 | 11,5 | 35,5 | 10,0 | 82,8 | 23,0 | 56,8 | 14,3 | 23,7 | 11,5 | 21,3 | 2,9 | 9,5 | 5,7 |
| 14.01.2001. | 50,1 | 14,0 | 30,1 | 4,2 | 74,2 | 12,6 | 58,1 | 15,4 | 20,0 | 7,0 | 16,0 | 5,6 | 6,0 | 1,4 |
| 10.02.2001. | 40,2 | 1,4 | 40,2 | 10,0 | 73,3 | 21,5 | 52,0 | 2,9 | 21,3 | 7,2 | 18,9 | 0,0 | 7,1 | 7,2 |
| 25.02.2001. | 40,2 | 5,7 | 40,2 | 8,6 | 75,7 | 14,3 | 56,8 | 5,7 | 23,7 | 4,3 | 11,8 | 7,2 | 14,2 | 2,9 |
| 18.03.2001. | 42,6 | 4,3 | 40,2 | 7,2 | 78,1 | 15,8 | 54,4 | 15,8 | 21,3 | 8,6 | 18,9 | 4,3 | 14,2 | 5,7 |
| 01.04.2001. | 37,8 | 4,3 | 37,8 | 7,2 | 71,0 | 17,2 | 66,2 | 11,5 | 23,7 | 7,2 | 16,6 | 4,3 | 11,8 | 8,6 |
| 14.07.2001. | 44,9 | 10,0 | 33,1 | 11,5 | 63,9 | 14,3 | 44,9 | 10,0 | 23,7 | 7,2 | 16,6 | 4,3 | 11,8 | 4,3 |
| Videjais | 37,5 | 12,7 | 34,4 | 10,6 | 65,3 | 20,0 | 55,4 | 15,9 | 23,1 | 7,9 | 17,4 | 5,1 | 11,4 | 5,0 |
| Repr. kļūda | 1,4 | 1,0 | 1,0 | 0,7 | 2,1 | 1,4 | 3,0 | 1,1 | 0,8 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | 0,5 | 0,4 |
| Standartnovirze | 9,9 | 6,6 | 7,0 | 4,8 | 14,6 | 9,7 | 20,4 | 7,5 | 5,7 | 4,0 | 4,0 | 3,8 | 3,6 | 2,6 |
| N | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 | 48,0 |
| Max | 75,1 | 33,2 | 50,1 | 22,8 | 105,2 | 54,4 | 125,3 | 36,5 | 45,1 | 27,4 | 30,1 | 22,8 | 20,0 | 12,2 |
| Min | 15,0 | 0,1 | 10,0 | 3,0 | 30,1 | 6,1 | 5,0 | 1,5 | 15,0 | 3,0 | 8,0 | 0,0 | 3,6 | 0,1 |



47. attēls. Pazemes ūdeņu pieplūdes shēma Vesetnieku stacionāra 1.-3. sateces baseinos:

A – pazemes ūdeņu pjezometriskie līmeņi, m;

B – pazemes ūdeņu pjezometriskā līmeņa (h) un augsnes gruntsūdens līmeņa (H) starpība (h-H), cm;

⊕, ☒ - akas, kur mērīta biogēno elementu koncentrācija.

Mežā ar biezu kūdras slāni kalcija un magnija jonu koncentrācija saistībā ar Δh izmaiņām laikā analizēta septiņos mērpunktos, ikvienā no tiem 4 gadu laikā ievācot un analizējot 42 gruntsūdens paraugus. Vienlaicīgi izmērīts arī augsnes gruntsūdens līmeņa augstums, un no plaknes vienādojuma aprēķināts pazemes ūdeņu pjezometriskā līmeņa augstums. Sakārtojot mērpunktus Δh vidējo aritmētisko rādītāju pieaugošā secībā (15. tabula) un novērtējot divu blakus esošo rādītāju starpību ar t kritēriju, varam secināt, ka visas starpības ir signifikantas ($t_{\text{fakt}} > t_{0,05} = 1.96$). Tas apliecina, ka Δh teritoriālās atšķirības ir daudz lielākas nekā Δh rādītāju izkliede 4 gadu laikā vienā mērpunktā.

Aprēķinot sakarību starp Ca un Mg koncentrāciju augsnes gruntsūdenī un Δh 7 mērpunktos strikti iezīmējas mērpunktu savdabības, ko nosaka: 1) samērā nelielās Δh vērtību svārstības ikvienā mērpunktā, un 2) niecīgā korelācija starp Δh un Ca, kā arī Mg koncentrāciju vienā mērpunktā: $r = 0,01 \dots 0,25$ pie $r_{0,05} = 0,31$ (15. tabula). Tas norāda, ka jonu koncentrācijas izmaiņas vienā vietā vērtējamas kā nejaušas, ko, iespējams, ietekmē arī jonu koncentrācijas svārstības dolomīta spraugās lokalizētajos ūdeņos, kas šajā darbā nav analizētas.

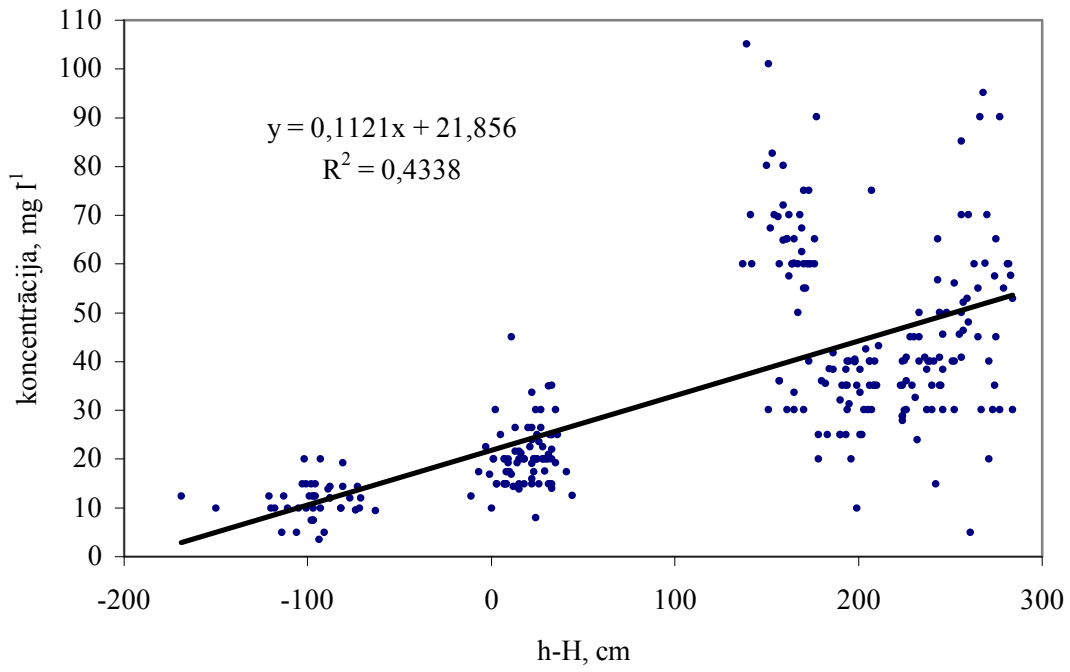
Apvienojot vienā izlasē visus 293 mērījumus mežā ar biezu kūdras slāni ar Δh svārstībām robežās no -169 cm līdz $+284$ cm, iezīmējas signifikanta sakarība starp Δh un jonu koncentrāciju (48. attēls). Korelācijas koeficients starp Δh un Ca koncentrāciju $r = +0,66$; starp Δh un Mg koncentrāciju $r = +0,52$, pie $r_{0,05} = 0,11$.

$$\text{Ca mg l}^{-1} = 0,1121 \Delta h \text{ cm} + 21,9;$$

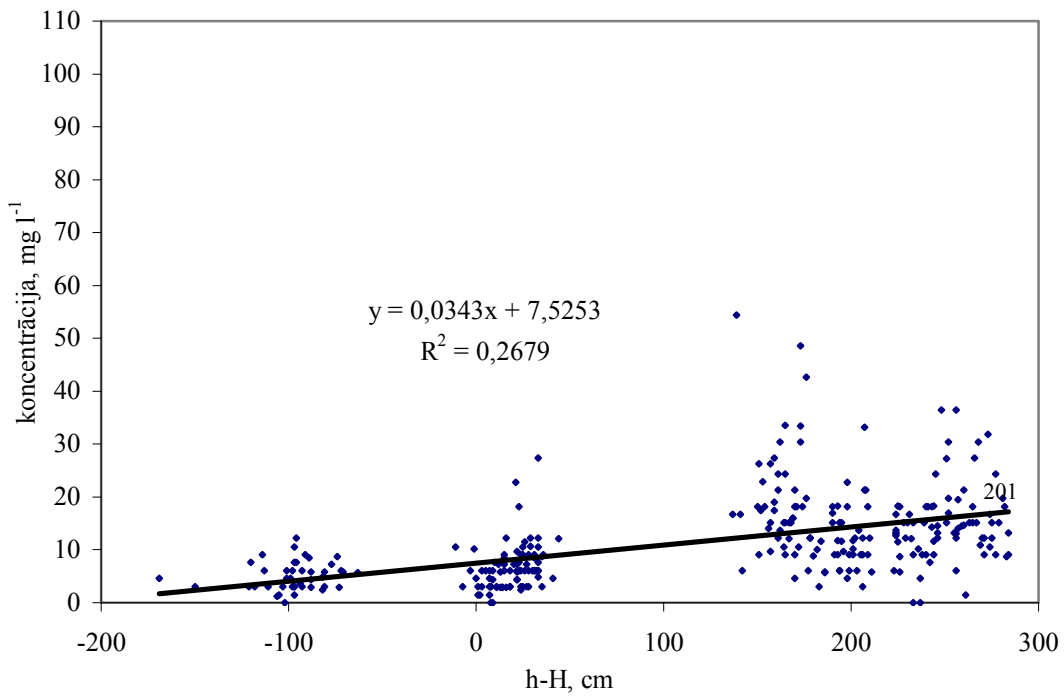
$$\text{Mg mg l}^{-1} = 0,0343 \Delta h \text{ cm} + 7,5$$

Citā izlasē apvienojot 242 mērījumu rezultātus par Ca un Mg koncentrāciju āreņu (kūdras slāņa biezums nepārsniedz 20 cm) augsnes gruntsūdeņos, iegūti šādi vidējie rādītāji: Ca – $26,8 \text{ mg.l}^{-1}$ ar reprezentācijas kļūdu $2,1 \text{ mg.l}^{-1}$ un Mg – $9,8 \text{ mg.l}^{-1}$ ar reprezentācijas kļūdu $0,6 \text{ mg.l}^{-1}$. Ievietojot šos skaitļus iepriekš aprakstītajos regresijas vienādojumos, iegūstam šādas Δh vērtības: attiecībā uz kalcija jonu koncentrāciju $\Delta h = 44$ cm un attiecībā uz magnija jonu koncentrāciju $\Delta h = 67$ cm. Šie rezultāti iezīmē likumsakarību: mežos ar biezu kūdras slāni pazemes ūdeņu pjezometriskā līmeņa un augsnes gruntsūdens līmeņa starpība $\Delta h \approx 0,5$ m spēj nodrošināt tādu pat kalcija un magnija jonu koncentrāciju augsnes gruntsūdeņos, kāda ta ir hidromorfās minerālaugsnes. Ja $\Delta h > 0,5$ m, tad kūdras augsnes ir labāk apgādātas ar kalciju un magniju nekā hidromorfās minerālaugsnes, kur Δh ir ar negatīvu zīmi.

Ca²⁺



Mg²⁺



48. attēls. Ca un Mg jonu koncentrācija kā ūdens līmeņu starpības h-H funkcija mežos ar biezu

Ar to arī izskaidrojami fakti, ka sausienēm pieguļošajos kūdreņos ar samērā plānu kūdras slāni (0.5-1.0 m), kur biogēnie elementi pieplūst no blakus esošām minerālgruntīm, kokaudžu ražība nereti ir zemāka par kokaudžu ražību tālu prom no sausieņu nogāzēm vietās ar biezu kūdras slāni (2-5 m), kur minerālvielu pieplūdi nodrošina pazemes ūdeņu pastiprināta izķīlēšanās.

15. tabula

Ūdens līmeņu starpības ($h - H$, cm) statistiskie rādītāji atšķirīgos mērpunktos mežos ar biezu kūdras slāni

| Rādītājs | HG31 | HG30 | H13 | H130 | H103 | H72 | H201 |
|-------------------------------------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| Aritm. vidējais | -97 | 12 | 27 | 162 | 193 | 231 | 265 |
| Repr. kļūda | 3,03 | 1,65 | 1,11 | 1,59 | 2,01 | 2,38 | 1,84 |
| Mediāna | -97 | 10,5 | 28 | 163 | 195 | 232,5 | 265,5 |
| Moda | -97 | 8 | 33 | 170 | 194 | 224 | 256 |
| Standartnovirze | 19,65 | 10,68 | 7,17 | 10,28 | 13,06 | 15,4 | 11,66 |
| Dispersija | 386,11 | 114,07 | 51,43 | 105,78 | 170,53 | 237,03 | 136,01 |
| Ekscesa rād. | 4,06 | 1,03 | 0,62 | 0,06 | 1,76 | 2,91 | -0,88 |
| Asimetrijas rād. | -1,46 | 0,51 | -0,78 | -0,73 | -1,24 | -1,41 | -0,14 |
| Minimums | -169 | -11 | 7 | 137 | 151 | 178 | 243 |
| Maksimums | -63 | 44 | 41 | 177 | 211 | 252 | 284 |
| Paraugk. apj. | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 42 | 41 |
| Korelācijas koeficients ar Ca konc. | 0,09 | -0,14 | -0,22 | -0,25 | 0,08 | 0,15 | -0,11 |
| Korelācijas koeficients ar Mg konc. | 0,16 | 0,21 | 0,14 | 0,01 | 0,21 | 0,01 | -0,18 |

4.7. BIOGĒNO ELEMENTU BILANCES

Biogēnie elementi meliorētās meža ekosistēmās uz dziļas kūdras galvenokārt ienāk ar ūdens pieplūdi ekosistēmai, t.i. atmosfēras nokrišņu sastāvā, kam pievienojas lietus laikā noskalotie putekļi, kas adsorbēti kokaudzē, kā arī līdz ar ūdeņu pieplūdi no pieguļošajām sausienēm vai pazemes spiedes ūdeņu izplūdi. Meža ar hidromorfām minerālaugsnēm fitocenoze var daļēji izmantot arī augsnes minerālajās struktūrās iekļautos elementus.

Kā augsnes auglības, tā arī ūdens kvalitātes izmaiņas pēc pārmitro mežu nosusināšanas aptuveni var raksturot ar biogēno elementu ieneses un izneses attiecībām; vispirms – ienese ar atmosfēras nokrišņiem un iznese ar ūdens noteci pa grāvjiem.

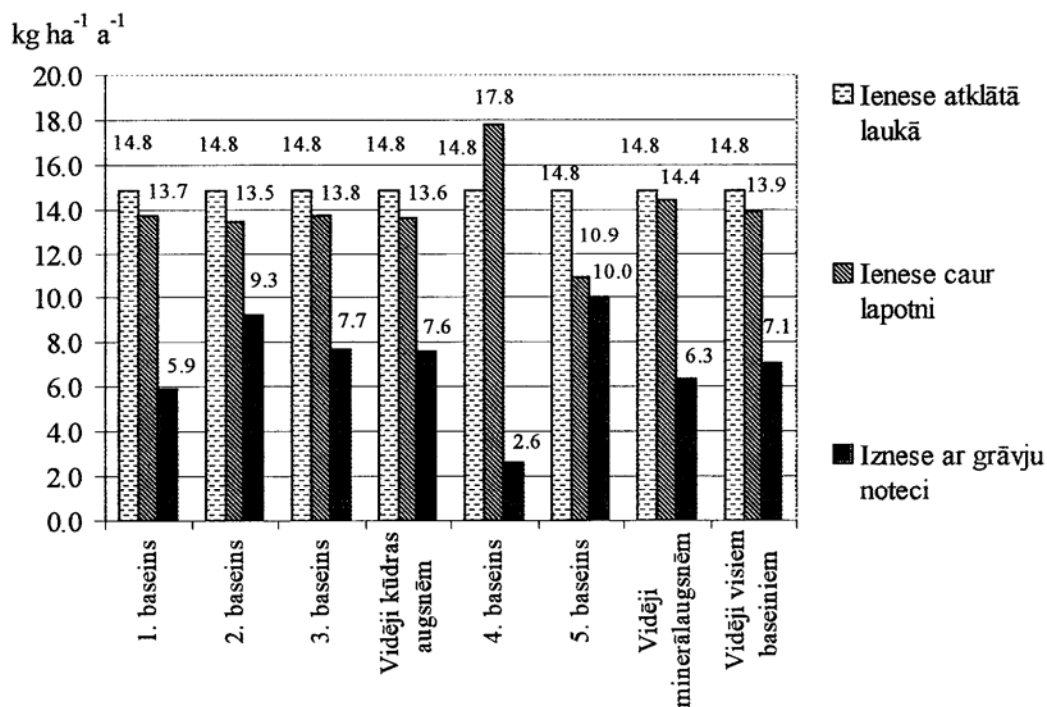
Lai raksturotu vielu apriti, tika sastādīta analizēto vielu bilance katram ūdens sateces baseinam.

Viena gada laikā slāpekļa, kālija un fosfora vielu ienese pārsniedz iznesi, turpretī kalcija un magnija iznese pa grāvjiem ir vairākkārt lielāka nekā to ienese meža ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem kā mežos uz dziļas kūdras, tā arī mežos ar hidromorfām minerālaugsnēm. Vislielākā Ca^{2+} un Mg^{2+} iznese gada laikā konstatēta no 3. ūdens sateces baseina no nosusinātajām kūdras augsnēm, bet vismazākā no 4. ūdens sateces baseina no nosusinātajām minerālaugsnēm.

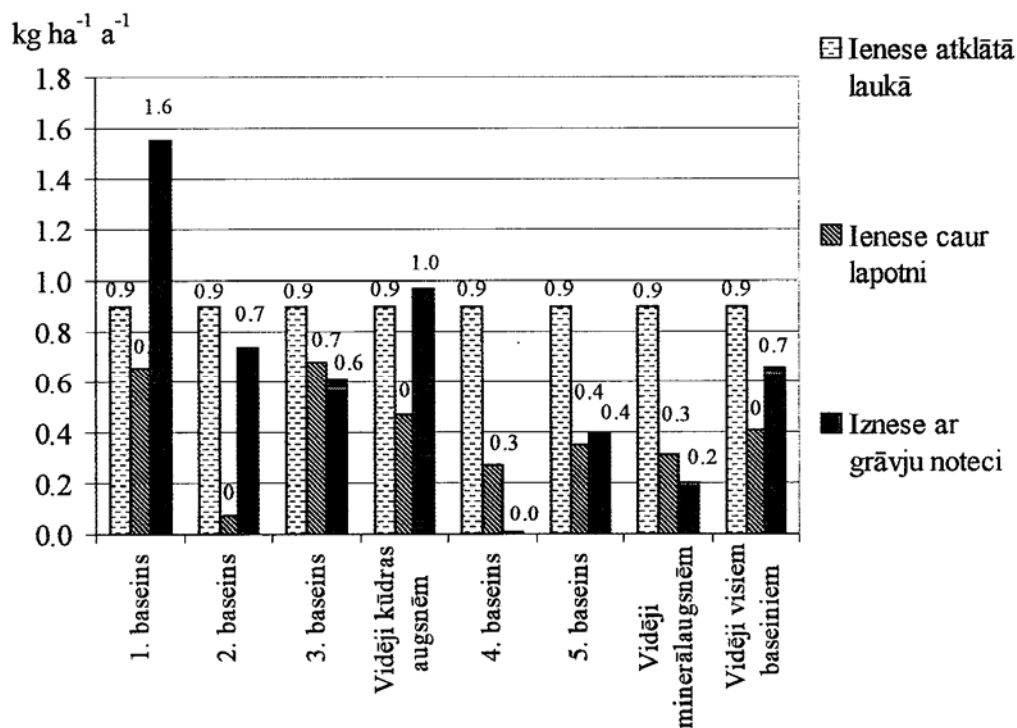
Pastiprināta Ca^{2+} un Mg^{2+} iznese ar grāvju noteci apliecina Latvijas pārmitrajiem mežiem kopumā būtisku īpatnību – ūdens bilances pieplūdes daļā un pārpurvošanās procesā liela loma ir pazemes spiedes ūdeņu izplūdei no augšdevona dolomīta slāņa (Залитис, 1983). Ar Ca^{2+} un Mg^{2+} piesātinātie ūdeņi daļēji papildina augsnes gruntsūdeņus, daļēji izķīlējas tieši nosusināšanas tīklā, ar ko izskaidrojama grāvju noteces bāziskā reakcija ($\text{pH} > 7.0$).

Ūdenim izplūstot caur vainagu klāju, tajā nādaudz samazinās N-NH_4^+ un P-PO_4^{3-} daudzums, bet palielinās K^+ un N-NO_3^- daudzums; Ca^{2+} un Mg^{2+} daudzums, kā arī pH rādītāji signifikanti neatšķiras: klajumā vidēji $\text{pH} = 6.51$, mežaudzē $\text{pH} = 6.31$. Salīdzinājumam – pa grāvjiem aizplūstošajā ūdenī no mežiem ar kūdras augsnēm $\text{pH} = 7.32$, no mežiem ar hidromorfajām minerālaugsnēm – $\text{pH} = 7.44$ un stacionāra teritorijas dziļākos grunts slāņus drenējošā upē Vesetā – $\text{pH} = 8.03$.

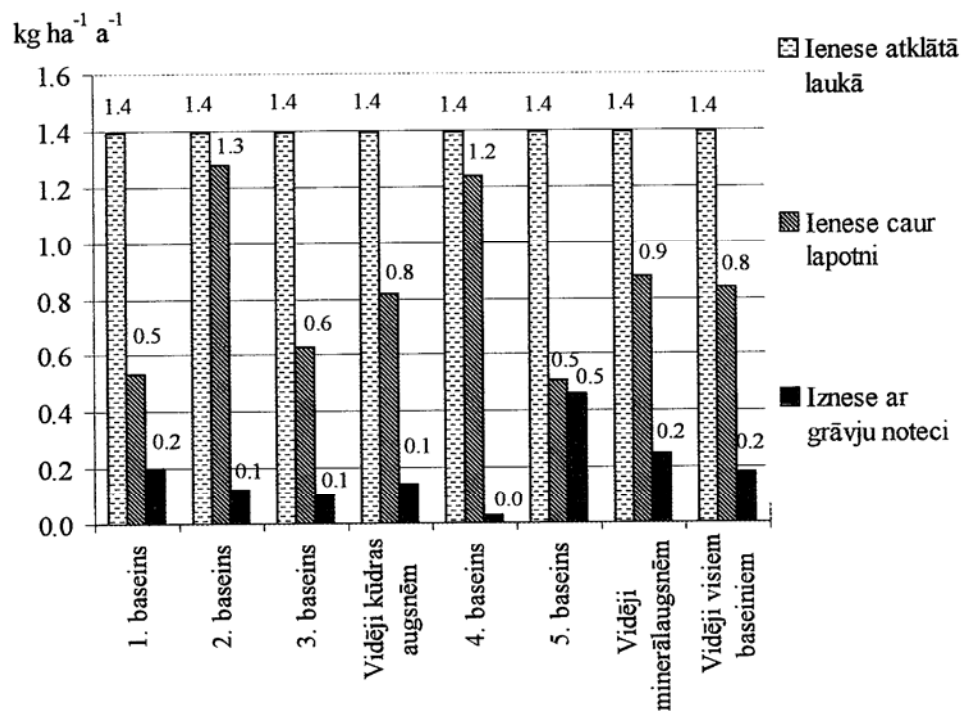
Biogēno elementu bilances parādītas 49.-54. attēlos.



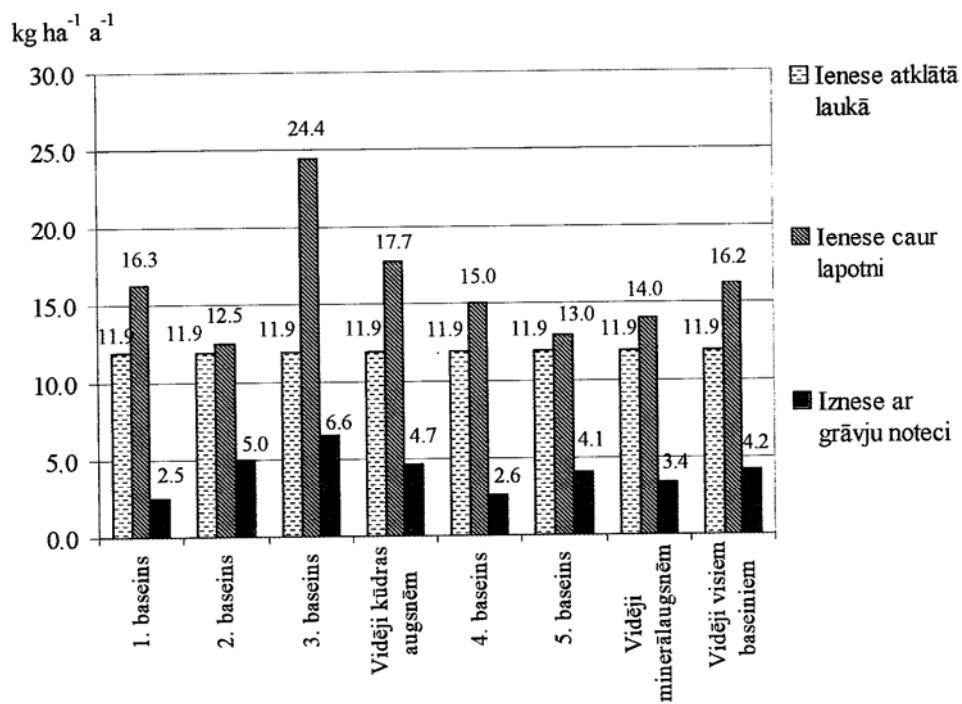
49. attēls. N-NH₄⁺ gada bilance.



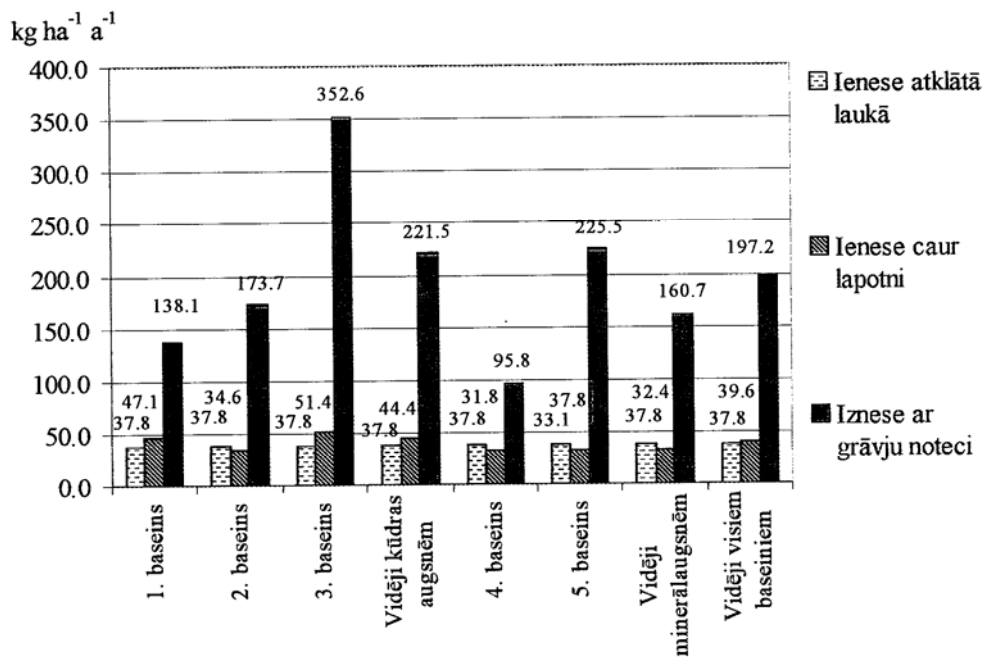
50. attēls. N-NO₃⁻ gada bilance.



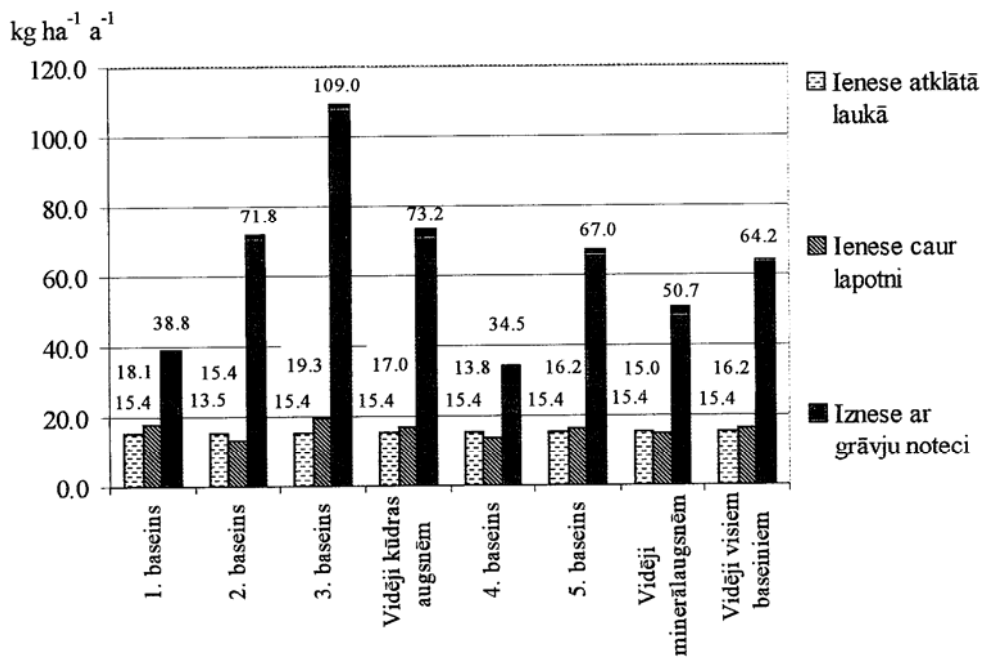
51. attēls. P-PO₄³⁻ gada bilance.



52. attēls. K⁺ gada bilance.



53. attēls. Ca²⁺ gada balance.



54. attēls. Mg²⁺ gada balance.

4.8. BIOĢĒNO ELEMENTU DAUDZUMS NOSUSINĀTO UN SAUSIEŅU MEŽU ŪDENSTECĒS

Izvērtējot pētījumu objektos ievāktu ūdens paraugu ķīmisko analīžu rezultātus, izrādījās, ka lielāks biogēno vielu – N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ un K⁺ daudzums ūdenstecēs ir objektā sausieņu mežos (16. tabula). Savukārt lielāks N-NH₄⁺, Ca²⁺ un Mg²⁺ daudzums ir no nosusinātajiem mežiem notekošajā ūdenī.

Lai arī atšķirības starp vielu daudzumu sausieņu un nosusināto mežu ūdenstecēs ar varbūtību 95% nav statistiski būtiskas, tomēr N-NH₄⁺ iznese, kas sastāda 7.1 kg ha⁻¹ a⁻¹ ir liela salīdzinājumā ar amonija noteci upē sausieņu mežu objektā, kur tā sastādīja tikai 0.6 kg ha⁻¹ a⁻¹. Palielināta vielu notece no nosusinātajām platībām veidojas pateicoties vasarā neizsīkstošajai ūdens plūsmai pa grāvjiem platībās ar dziļām kūdras augsnēm, kamēr sausieņu mežos strauti ir izsīkuši. Tā kā nosakot vielu apriti nosusinātajos mežos konstatēts, ka N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ un K⁺ ienese meža ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem pārsniedz šo vielu iznesi pa nosusināšanas grāvjiem kā mežos uz dziļas kūdras, tā arī mežos ar hidromorfajām minerālaugsnēm, tad nav pamata apgalvot, ka šīs vielas tiktu pastiprināti izskalotas. Savukārt Ca²⁺ un Mg²⁺ jonu iznese ar grāvju noteci vairākkārt pārsniedz šo vielu ienesi ar nokrišņu ūdeni.

16. tabula

Vielu daudzums mg/l nosusināto un sausieņu mežu ūdenstecēs

| Viela | Objekts nosusinātajos mežos | | Objekts sausieņu mežos | |
|---------------------------------|--------------------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| | Upē ieplūstošie nosusināšanas grāvji | Upe | Upē ieplūstošie strauti | Upe |
| N-NH ₄ ⁺ | 1.5 ± 0.2 | 0.7 ± 0.2 | 0.8 ± 0.2 | 0.7 ± 0.04 |
| N-NO ₃ ⁻ | 0.1 ± 0.04 | 0.05 ± 0.03 | 0.3 ± 0.1 | 0.2 ± 0.01 |
| P-PO ₄ ³⁻ | 0.04 ± 0.01 | 0.03 ± 0.02 | 0.2 ± 0.09 | 0.08 ± 0.01 |
| K ⁺ | 1.0 ± 0.1 | 1.7 ± 0.1 | 1.6 ± 0.5 | 2.3 ± 0.06 |
| Ca ²⁺ | 43.4 ± 1.1 | 40.5 ± 2.5 | 28.4 ± 2.8 | 49.6 ± 0.9 |
| Mg ²⁺ | 14.7 ± 0.4 | 17.0 ± 1.9 | 9.1 ± 1.4 | 24.9 ± 0.8 |
| pH | 7.4 ± 0.06 | 8.0 ± 0.2 | 6.3 ± 0.3 | 7.0 ± 0.04 |

Iepriekšminēto paaugstināto bāzisko katjonu daudzumu nosusināto mežu grāvju noteces ūdeņos un upē apstiprina arī bāziskākā ūdens aktīvā reakcija, attiecīgi pH 7.4 un pH 8.0 (16. tabula). Turpretī pētījumu objektā sausieņu mežos ūdeņi bijuši ar skābāku ūdens aktīvo reakciju, attiecīgi, strautos – pH 6.3 un upē – pH 7.0. Ūdens pH līmeņa atšķirības starp nosusināto un sausieņu mežu objektiem ar varbūtību 95% bija statistiski būtiskas (ANOVA, $p < 0.05$).

5. DISKUSIJA

Pētījuma rezultāti parāda kokaudzes ražības palielināšanos laika periodā pēc nosusināšanas, kaut arī grāvju dziļums laika gaitā samazinājies. Tas nozīmē, ka gruntsūdens līmenis un ūdens notece pa grāvjiem nenosaka pārmitro mežu produktivitāti. Pastāv uzskats, ka galvenais hidrotehniskās meliorācijas uzdevums ir novērst periodisko skābekļa trūkumu augsnes bioloģiski aktīvajā virsslānī (Bušs, 1971). To nodrošina paātrināta gruntsūdens plūsma. Augstražīgu kokaudžu saglabāšanās neatkarīgi no grāvju darbīgā dziļuma pakāpeniskas samazināšanās laika gaitā norāda, ka palielinoties koku augstumam, audzes šķērslaukumam un koksnes krājai, kokaudze līdzsvaro augsnes mitruma apstākļus un ar tiem saistīto aerāciju (Zālītis, Jansons, 1999).

Jautājums par to, kas notiktu ar kokaudzes ražību, ja nosusināšanas grāvji noteiktā platībā būtu izvietoti biežāk, daļēji var tikt atbildēts ar to, ka koksnes krāja tuvāk grāvim izvietotajos parauglaukumos ir augstāka salīdzinājumā ar tālāk no grāvja izvietotajiem parauglaukumiem.

Koku sakņu labāka apgāde ar skābekli ir svarīgs, bet nav vienīgais koksnes pieaugumu limitējošais faktors. Jebkura dzīva organisma pastāvēšanai nepieciešami N, P, K, Ca, Mg u.c. biogēnie elementi. Ja gruntsūdens plūsmas aktivizēšanās augsnē grāvju tuvumā veicinātu barības vielu pastiprinātu izskalošanu un augsnes noplicināšanu, tad kokaudzes krājai grāvja malā būtu jābūt mazākai nekā lielākā attālumā no grāvja. Pagaidām trūkst zināšanu, kuri no elementiem šajā gadījumā varētu ierobežot audzes ražību. Tāpat jāņem vērā arī vielu aprite kopumā. Piemēram, Vesetnieku ekoloģiskā stacionāra nosusinātajos mežos konstatētais $N-NH_4^+$ izneses apjoms – $7.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ patiešām ir liels, taču, vienlaikus, šīs vielas ienese ar atmosfēras nokrišņiem pārsniedz iznesi, zem koku vainagu klāja sasniedzot $13.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ un klajumā – $14.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Tas nozīmē, ka slāpekļis nosusināto mežu ekosistēmā tiek akumulēts, nevis no tās pastiprināti izskalots.

Integrālā monitoringa staciju dati no nelieliem Latvijas meža upju baseiniem parāda ievērojami mazākas amonija ieneses gan atklātā laukā, gan zem lapotnes, piemēram, attiecīgi, 5.4 un $6.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ļuļko, Frolova, 1997). Palielināti amonija ieneses apjomi Vesetniekos daļēji izskaidrojami ar to, ka nokrišņu uztvērēji savāc ūdeni pie pašas zemes virsmas, ietverot arī zālaugu intercepciju un ietekmi uz ūdens ķīmiskā sastāva veidošanu. Nitrātu ienese ar

lietus ūdeni citos mežos savukārt ir lielāka nekā Vesetniekos un sastāda, attiecīgi, $3.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ klajumā un $4.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ cauri lapotnei (Luļko, Frolova, 1997). Vesetnieku ekoloģiskajā stacionārā šie rādītāji bija, attiecīgi, 0.9 un $0.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Citos pētījumos konstatētā slāpekļa ienese meža ekosistēmā svārstās no 1 līdz pat $72 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, bet iznese no 1.3 līdz $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Melillo 1981, Nömmik 1983, Matzner 1988, Mohr 1994). Tiek uzsvērts, kopējā galveno augu barības vielu bilance ir pozitīva, kas nozīmē to, ka depozijs no atmosfēras pārsniedz iznesi ar filtrācijas ūdeņiem. Arī mūsu pētījumi apstiprina šo atziņu.

Gruntsūdens ķīmiskajās analīzēs Vesetniekos, salīdzinājumā ar pētījumiem 60. – tajos un 70. – tajos gados, izpaužas N-NO_3^- daudzuma palielināšanās un skābuma samazināšanās. Tomēr, vērtējot pārējos elementus un visu analizēto elementu izmaiņas kopumā, secinām, ka nav notikušas būtiskas izmaiņas augiem pieejamo barības vielu daudzumā gruntsūdenī. Līdzīgi pētījumi, lai noskaidrotu nosusināšanas ietekmi uz barības vielu režīmu, veikti Dienvidtaigas mežos Krievijā. Salīdzinot nosusinātus un nenosusinātus parauglaukumus 5 gadus pēc meliorācijas, arī tur nav konstatētas augiem viegli pieejamo barības elementu daudzuma augsnē un pH atšķirības starp dotajām platībām (Орлов, 1991). Pēc vidējiem rādītājiem tomēr bijusi tendence pieaugt N-NH_4^+ jonu daudzumam kūdras horizontā. Noteiktāk izpaudusies neliela skābuma samazināšanās pēc nosusināšanas. Izskaidrojot būtisku izmaiņu trūkumu, pētījuma autori norāda, ka auglīgākos augšanas apstākļos, neraugoties uz barības vielu bagātību, šīs vielas tiek arī ātrāk patērētas un uzkrājas dzīvajā biomasā. Tādēļ būtisku izmaiņu trūkums pēc nosusināšanas vēl neliecina par to, ka koku apgāde ar barības elementiem nav uzlabojusies, vai arī ir pasliktinājusies.

Ūdensteču un ūdenstilpju hidroloģiskajā režīmā sausajos periodos virszemes ūdeņus papildina pazemes ūdeņi, kuri šajā periodā ir vienīgais dažādu biogēno elementu ieneses avots (Semjonovs u. c., 1997). Arī pa nosusināšanas sistēmas grāvjiem veģetācijas periodā aizplūst galvenokārt pazemes un sānu pieteces ūdeņi (Залитис, 1983), un varētu domāt, ka tas veicina augu barības vielu iznesi ārpus ekosistēmas. Tomēr Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu daudzums grāvju notecē nav būtiski atšķirīgs starp ūdens sateces baseiniem ar pazemes spiedes ūdeņu intensīvu un mazāk intensīvu izķīlēšanos. Tādēļ nevaram apgalvot, ka pazemes ūdeņu izķīlēšanās paaugstinātu šo jonu daudzumu grāvju notecē. Pētījuma rezultāti pagaidām neļauj apgalvot, ka lielākās izneses no nosusinātajām kūdras augsnēm liecinātu barības elementu izskalošanos, jo arī citos pētījumos nenosusinātās platībās un sausieņu mežos Ca^{2+} un Mg^{2+} izskalošanās no ekosistēmas ir ierasta parādība, kaut arī starpība starp ekosistēmā ienesto un iznesto vielas apjomu nav tik liela (Matzner, 1988).

Iegūtie dati par $N-NH_4^+$ daudzuma palielināšanos ūdenī, pieaugot noteces apjomam, nesakrīt ar Latvijā veikto pētījumu rezultātiem par vielu bilanci lauksaimnieciski apgūtā masīvā (Zīverts u.c., 1996), kur nav konstatēta sakarība starp ūdens noteces apjomu un slāpekļa daudzumu. Visticamāk, tas saistās ar šo jonu būtiski lielāku daudzumu pie jebkura noteces apjoma no lauksaimnieciski izmantojamām platībām pēc to mēslošanas; no šīm platībām gada laikā ar ūdeni iznesti 23 kg ha^{-1} (Šķiņķis, 1992).

Pētījuma dati kopumā liecina, ka barības vielu bilance meža ekosistēmā viena vai dažu gadu laika posmā vērtējama kā izlīdzināta, t.i. barības vielu iznese nepārsniedz to ienesi. Šāda ieneses un izneses attiecība ir visai svarīgs meža ekosistēmas saglabāšanās priekšnoteikums. Ilgākā laika posmā (vairākās desmitgadēs) ienese pārsniedz iznesi, un meža ekosistēmās pakāpeniski pieaug tur uzkrāto biogēno elementu apjoms, tādējādi palielinoties meliorēto mežu ekoloģiskajai vērtībai. Augstražīgu mežaudžu veidošanās un saglabāšanās bijušo degradēto mežu vietā ir prasmīgas hidromeliorācijas kā videi draudzīga pasākuma pārlicinošs apstiprinājums.

6. SECINĀJUMI

1. Četrdesmit gadu laikā pēc pārpurvoto mežu hidrotehniskās meliorācijas kokaudžu krāja ir pieaugusi no $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ līdz $292 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Šinī laikā augsnes gruntsūdeņos konstatēta $N-NO_3^-$ daudzuma palielināšanās (no 0.1 mg/l līdz 0.5 mg/l), kā arī pH izmaiņas no 5.9 līdz 6.7; pārējo elementu daudzuma izmaiņas nav signifikantas.
2. Neskatoties uz nosusināšanas grāvju dziļuma pakāpenisku samazināšanos, kokaudzes krājas pieaugums turpinās. Parauglaukumos grāvju malā krāja vēl joprojām ir lielāka salīdzinājumā ar parauglaukumiem vidū starp grāvjiem. Ikgadējais pieaugums 30 gadu periodā pēc meliorācijas vienmēr bijis lielāks intensīvāk nosusinātā objektā - kokaudzē grāvja malā. Pieauguma atšķirības starp objektiem ar dažādu nosusināšanas intensitāti ir būtiskas, kas visticamāk saistīts ar atšķirīgo augsnes aerācijas pakāpi.
3. Gadskārtu šķērslaukuma svārstības atsevišķiem kokiem nav sinhronas, kas liecina, ka koki atšķirīgi reaģē uz vienu un to pašu meteoroloģisko faktoru (piem., nokrišņu daudzums) ietekmi.
4. Gada laikā (01.07.1998. – 30.06.1999.) ar nokrišņiem augsnē nonākušo $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ un $P-PO_4^{3-}$ vielu kopapjoms ir lielāks klajumā, bet K^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} kopapjoms - ūdenī, kas izplūdis caur koku vainagu klāju.
5. $N-NH_4^+$ daudzums (mg/l) grāvju noteces ūdenī signifikanti pozitīvi korelē ($r = + 0.68$ pie $r_{0.05;17} = 0.48$) ar noteces intensitāti (mm / diennaktī); iespējams, tas saistās ar pavājinātu

augšnes aerāciju pie paaugstināta gruntsūdens līmeņa.

6. Biogēno vielu daudzums pa nosusināto mežu grāvjiem un sausieņu mežu strautiem noplūstošajā ūdenī signifikanti neatšķiras. Nosusināto mežu grāvjos un upē būtiski bāziskāka nekā sausieņu mežu ūdenstecēs bijusi ūdens pH reakcija.
7. N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} un K^+ daudzuma absolūtās vērtības ir lielākas pētījumu objektā sausieņu mežos, bet N-NH_4^+ , Ca^{2+} un Mg^{2+} daudzums ir lielāks nosusināto mežu grāvju noteces ūdenī.
8. Nosusināto mežaudzņu gruntsūdeņos konstatēts ievērojami mazāks biogēno elementu saturs salīdzinājumā ar nenosusinātu pārejas purvu, kas liecina, ka koki tos intensīvāk izmantojuši pieauguma veidošanā. Nosusināto mežu kūdras pilnanalīzē noteikti ievērojami lielāki N, P, Ca un Mg krājumi salīdzinājumā ar kūdru nenosusinātā pārejas purvā.
9. Konstatēts, ka pēcmeliorācijas periodā 31 gada laikā ar klaja lauka nokrišņiem uz hektāra ienests 485 kg N-NH_4^+ , 30 kg N-NO_3^- , 46 kg un P-PO_4^{3-} , 390 kg K^+ , 1240 kg Ca^{2+} un 505 kg Mg^{2+} . Tajā pat laikā no kūdreņiem un āreņiem ar grāvju noteci iznests attiecīgi 194 kg un 110 kg N-NH_4^+ , 21 kg un 2 kg N-NO_3^- , 3 kg un 4 kg P-PO_4^{3-} , 133 kg un 72 kg K^+ , 6727 kg un 3214 kg Ca^{2+} , 2252 kg un 1085 kg Mg^{2+} . Datu analīze liecina, ka Ca^{2+} , Mg^{2+} un N-NO_3^- iznese no kūdreņiem ir būtiski lielākas nekā no āreņiem.
10. N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} un K^+ ienese nosusināto mežu ekosistēmā ar atmosfēras nokrišņiem pārsniedz šo vielu iznesi pa nosusināšanas grāvjiem, kas norāda uz šo vielu akumulāciju meža ekosistēmā. Turpretī Ca^{2+} un Mg^{2+} jonu iznese ar grāvju noteci vairākkārt pārsniedz šo vielu ienesi ar nokrišņu ūdeni. Biogēno elementu aprīte nosusinātajos mežos liecina, ka ekosistēma barības vielu krājumus racionāli izmanto koksnes pieauguma veidošanā.
11. Biogēno elementu papildus pieplūde ar pazemes spiedes ūdeņiem atspoguļojas arī meža ražībā. Pastiprināta pazemes ūdeņu spiediena zonā augošo priežu kokaudzņu augstuma pieaugums pēdējo 25 gadu laikā atbilst I bonitātei, neliela spiediena zonā esošo audžu augstuma pieaugums – II bonitātei. Kūdreņu meža tipi un ar tiem saistītā meža ražība atspoguļo pazemes spiedes ūdeņu izkīlēšanās intensitāti.

LITERATŪRAS APSKATS

1. Aaltonen V. T. 1948. Boden und Wald. Unter besonderer Berücksichtigung des nordeuropäischen Waldbaus.- Berlin, Hamburg: Paul Parey, 460 S.
2. Agren C. 1994. New figures presented // *Acid News* 5, pp. 14-15.
3. Anonymous 1994. *Ammonia emission to air in Western Europe. Technical Report No. 62*, Brüssel: ECETOC
4. Aulakh M. S., Doran J. W., Mosier A. R. 1992. Soil denitrification – significance, measurement and effects of management // *Adv. In Soil Science* 18, pp. 1-57.
5. Avotiņa R. 1999. *Madonas rajons. Kalni. Upes. Ezeri. Purvi. Meži. Ģeogrāfiska vietvārdu vārdnīca.*- Rīga: Latvijas Universitātes ĢZZF Reģionālās ģeogrāfijas un topnīmikas zinātniskā laboratorija, LR VZD Nacionālais mērcniecības centra Kartogrāfijas daļa, 238 lpp.
6. Bambergs K. 1956. *Organiskie mēslošanas līdzekļi.*- Rīga: Latvijas Valsts Izdevniecība, 128 lpp.
7. Beese F. 1987. Langzeitperspektiven vermehrten Stickstoffeintrages in Waldökosystem: Droht Eutrophierung? // *Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme* / Herausgeber G. Glatzel. – Wien: Österreichische Forschungsinitiative gegen das Waldsterben. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, S. 34–53.
8. Bormann F. H., Likens G. E. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem.*- New York: Springer-Verlag, 253 pp.
9. Boyle J. R., 1975. Nutrients in relation to intensive culture of forest crops // *Iowa State Journal Research.*- 49: pp. 293-303.
10. Brillouin L. 1956. *Science and Information Theory.*- New York: Academic Press
11. Bušs K. 1971. Vai mežu meliorācija izjauc dabisko līdzsvaru? *Zinātne un Tehnika*, 11. 32.–36. lpp.
12. Bušs K. 1981. *Meža ekoloģija un tipoloģija.* Rīga. 68 lpp.
13. Bušs K. 1987. Mežs kā ekosistēma // *Latvijas meži.* Sast. M.Bušs un J.Vanags.- Rīga: Avots, 19.-30. lpp.
14. Bušs K. 1989. *Meža ekosistēmas.*- Rīga: Zinātne.- 63 lpp.
15. Duvigneaud P. *La synthèse écologique: populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. 2^{eme} édition revue et corrigée.*- Paris: Imprime en France –

- Imprimerie JOUVE, 1982.- 380 pp.
16. Ebermayer E. 1876. *Die gesamte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues*. Berlin.
 17. Ebermayer E. 1889. Einfluß des Waldes und der Bestandesdichte auf die Bodenfeuchtigkeit und auf die Sickerwassermenge // *Allgemeine Forst und Jagdzeitung. N. F.* 65.- Frankfurt, S. 1-13.
 18. Elvingson P. 1993. EMEP report 1993 // *Acid News* 5, pp. 16-17.
 19. Elvingson P. 1995. Latest monitoring // *Acid News* 5, pp. 12-13, 15
 20. Elvingson P. 1996. The Latest monitoring figures // *Acid News* 5, pp. 14-15.
 21. Evers, F. H., 1979: Wald und Wasserqualität – Gestaltung und forestliche Behandlung von Wald in Wasserschutzgebieten. *Schriftenr. Deutsch. Verb. Wasserwirtsch. u. Kulturbau* 41, S. 109-118.
 22. Feehan J., O'Donovan G., 1996. *The Bogs of Ireland: An Introduction to the Natural, Cultural and Industrial Heritage of Irish Peatlands*.- Dublin: University College Dublin.
 23. Feger K. H., Raspe S. 1992. Ernährungszustand von Fichtennadeln und –wurzeln in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot im Boden // *Forstwiss. Zeitblatt* 111, S. 73-86.
 24. Fredriksen R. L., Moore D. G., Norris L. A. 1975. The impact of timber harvest, fertilization and herbicide treatment on streamwater quality in western Oregon and Washington pp. 283-313. In B. Bernier and C. H. Winget (eds.), *Forest Soils and Forest Land Management*. Laval Univ. Press, Quebec.
 25. Fritts H. C. 1987. *Tree Rings and Climate*.- Warsaw: Acad. Press.- 560 p.
 26. Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F. X., Sticher H. 1997. *Bodenökologie. 2., neu bearbeitete und erweiterte Auflage*.- Stuttgart, New York: Georg Thieme Verlag, 350 S.
 27. Godt J. 1986. Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen – unter besonderer Beachtung der Schwermetalle.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben*, Bd. 19, Göttingen. 265 S.
 28. Grimme H. 1983. Aluminium induced magnesium deficiency in oats // *Zeitung Pflanzenernährung Bodenk.* 146., S. 666-676.
 29. Heinsdorf D., Kraus H. 1990. Schätztafeln für Trockenmasse und Nährstoffspeicherung von Kiefernbeständen / *IFE – Berichte aus Forschung und Entwicklung* 18.- Eberswalde: Institut für Forstwissenschaften.
 30. Heinze M., Fiedler H. 1978. Der Einfluß von Strahlung, Wasser- und Nährstoffangebot auf Wachstum, Ernährung und Transpiration von Fichtensämlingen // *Flora*, Bd 167, N 1, S. 65-

31. Hüttn R. F. 1997. *Mg-deficiency in forest ecosystems*. Dordrecht, NL: Kluwer
32. Ineson P., Dutch J., Killham K. S. 1991. Denitrification in a Sitka spruce plantation and the effect of clearcutting. *For. Ecol. Manage.* 44: 47-92.
33. IPCC 1994. *Radiative Forcing of Climate Change. Report of the Scientific Assessment Working Group of IPC – Summary for Policymakers*. 28 pp.
34. Jansons V. 1996. *Lauksaimniecības noteču monitorings Latvijā // LLU Raksti / LLU.- 1996.* 6 (283) laid.: Jelgava: LLU, 109.- 115. lpp.
35. Kāposts V. 1957. Mežu pētīšanas stacijas “Kalsnava” augsnes // *Mežu pētīšanas stacijas “Kalsnava” Biļetens 1957., (3 / 4) / Atb. redaktors B. Rokjānis; Latvijas PSR Zinātņu akadēmija, Mežsaimniecības problēmu institūts.- Jaunkalsnava. Rīga: MPS “Kalsnava”, 44.- 51. lpp.*
36. Kāposts V., Sacenieks R. 1981. *Mežaudžu barošanās režīms un to mēslošana.- Rīga: LatZTIZPI, 57 lpp.*
37. Kaunisto S., Paavilainen E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*, 145. Helsinki. 39 pp.
38. Kimmins J. P. 1997. *Forest Ecology. A Foundation for Sustainable Management. Second Edition.- New Jersey: Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, 596 pp.*
39. Kramer P. J., Kozlowski T. T. 1979. *Physiology of woody plants.- New York: Acad. Press Inc.*
40. Krapfenbauer A., Wriessnig K., Holterman C. 1996. *Spezielle Standortskunde. Ein aktueller Problemaufriss zum Thema Umweltbelastungen.- Wien: Universität für Bodenkultur, 1996.- 294 S.*
41. Laiviņš M. 1998. Latvijas boreālo priežu mežu sinatropizācija un eitrofikācija // *Latvijas veģetācija I: Latvijas universitāte, Ģeogrāfijas un zemes zinātņu fakultāte, Bioģeogrāfijas laboratorija, Latvijas Valsts Mežzinātnes institūts.- Rīga: Latvijas Universitāte Bioģeogrāfijas laboratorija, 137 lpp*
42. Laiviņš M., Ļuļko I., Frolova M. 1996. Nokrišņu ķīmiskā sastāva dinamika Rucavā // *Mežzinātne 6 (39).- 57.-66. lpp.*
43. Laiviņš M., Zālītis P., Donis J. 2000. Valsts nozīmes īpaši vērtīgas mežsaimniecības teritorijas. // *Mežzinātne, 9.(42.)'99. – 4.-17. lpp.*
44. Larcher W. 1980. *Ökologie der Pflanzen. 3. Auflage.- Stuttgart: Ulmer*
45. *Lehrbuch der Botanik für Hochschulen 1998. / Begründet von E. Strasburger, F. Noll, H. Schenk, A.F.W. Schimper. – 34. Auflage / Neubearbeitet von P. Sitte, H. Ziegler, F. Ehrendorfer, A. Bresinsky.- Stuttgart; Jena; Lübeck; Ulm: Gustav Fischer Verlag, 1007 S.*

46. Lieth H., Whittaker R. H. (eds.) 1975. *The Primary Productivity of the Biosphere.*- New York: Springer
47. Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M., Fischer D. W. and Pierce R. S. 1970: Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem // *Ecol. Monographs* 40, pp. 23-37.
48. Löfgren S., Olsson H. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag I Sveriges inland / Naturvårdsverket Rapport 3692. Underlagsrapport till Hav-90 Aktionsprogram mot havsföroreningar.- Solna: Naturvårdsverket, 1990.- 100 pp.
49. Lyr H., Fiedler H. J., Tranquillini W. 1992. *Physiologie und Ökologie der Gehölze /* Unter Mitarbeit von 16 Fachwissenschaftlern.- Jena. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 620 S.
50. Mangalis I. 1989. *Meža kultūras: Mācību līdzeklis LLA mežsaimniecības un mežtehnikas specialitāšu studentiem.*- Rīga: Zvaigzne, 348 lpp.
51. Markus R. 1936. Nosusināšanas ietekme priedes un egles pieaugumā purvaugsnēs Latvijā. *Latv. mežu pētn. st. Raksti*, 5. 204 lpp.
52. Marschner H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants, 2nd ed.*- London: Academic Press
53. Martin W. L. 1985. *Post-clearcutting forest floor nitrogen dynamics and regeneration response in the Coastal Western Hemlock wet subzone.* Ph.D. thesis, University of British Columbia, Vancouver. 350 pp.
54. Matzner, E. 1988. *Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben*, Reihe A, Bd. 40, Göttingen. 217 S.
55. Mayer R., Ulrich B. 1974. Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis // *Ecol. Plant.* 9 (2), 157-168.
56. Melillo, J.M. 1981. Nitrogen cycling in deciduous forests. In: *Terrestrial Nitrogen Cycles Process., Ecosyst. Strategies and Manag. Impacts. Proc. Int. Workshop, Österfärnebo, 16 - 22 Sept., 1979*, Stockholm. pp. 427-442.
57. Mežals G. 1980. *Meža augsnes zinātne.*- Rīga: Zvaigzne, 174 lpp.
58. Mežals G., Skujāns R., Freivalds V., Bambergs K. 1970. *Augsnes zinātne un Latvijas PSR augsnes.*- Rīga: Zvaigzne, 523 lpp.
59. Mežaraups G. 1995. *Ūdeņi un to ķīmiskā kontrole. Hidroķīmija.*- Rīga: Mācību Grāmata, 80 lpp.
60. Mohr, H. 1994. Stickstoffeintrag als Ursache neuartiger Waldschäden. *Spektrum der Wissenschaft*, Januar: S. 48–53.
61. Monod J. 1971. *Chance and Necessity.*- New York: Knof

62. Montastersky R. 1998. The Rice of Life on Earth // *National Geographic*, vol. 193, No. 3, March 1998, p. 54.
63. Moorby J., Squire H. M. 1963. The loss of radioactive isotopes from the leaves of plants in dry conditions // *Radiation Botany*, Vol. 3, 163-167.
64. Mortimer C. E. 1996. *Chemie. Das Basiswissen der Chemie. Mit Übungsaufgaben /* Übersetzt und bearbeitet von U. Müller.- Stuttgart. New York: Georg Thieme Verlag, 774 S.
65. Nebe W., Herrmann U. J. 1987. Zur Verteilung der Nährelemente in der oberirdischen Dendromasse eines 100 jährigen Fichtenbaumholzes. VI / *Wiss. 2. Das ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden* 36, S. 235-241.
66. Nomals P. 1936. Latvijas purvi / *Latvijas zeme, daba un tauta*.- Rīga, 259.-320. lpp.
67. Nömmink, H. 1983. Kväve - och fosforbudget for svenskt skogsbruk. *Kungl. Skogs - och Lantbruksakademien tidskrift*, 5 (122): pp. 303 - 309.
68. Odiņš J. u. c. 1960. *Mežu nosusināšana*. Rīga, Latvijas Valsts izdevniecība. 283 lpp.
69. Odum E. P. 1962. Relationships between structure and function in the ecosystem // *Jap. J. of Ecol.* 12, pp. 108-118.
70. Odum H. T. 1957. Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida // *Ecol. Monogr.* 27, pp. 55-112.
71. *Ökosystemforschung: Ergebnisse des Sollingsprojekts: 1966 – 1986 /* Herausgegeben von H. Ellenberg, R. Mayer und J. Schauer mann.- Stuttgart: Ulmer Verlag, 1986.- 507 S.
72. Ostwald E. 1878. Über den Einfluss der Entwässerungen versumpfter Orte auf den Baumwuchs. *Baltische Woch. – Schr.*, 13, 16–22. S.
73. *Pārskats par dabas vides stāvokli integrālā monitoringa staciju rajonos (pēc 1995. gada novērojumu materiāliem) /* Sast. I. Ļuļko, M.Frolova u. c.- Rīga: LR Vides aizsardzības un Reģionālās attīstības ministrija, Valsts Hidrometeoroloģijas pārvalde, Vides piesārņojuma novērojumu centrs, 1997.- 56 lpp.
74. Pavlov M. B. 1972. Bioelementen – Inventur von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling // *Göttinger Bodenkundl. Berichte* 25, S. 1-174.
75. Pludināšanas darbi Vesetas upē 1937. gada pavasarī // *Meža Dzīve /* Atb. redaktors K. Birnbaums; Latvijas mežkopju un meža darbinieku biedrība.- Rīga: Liepājas Burtnieks, 1937.- Maijs.- 13. gads (Nr. 141.).- 5268.-5269. lpp.
76. Priedītis N. 1999. *Latvijas mežs: daba un daudzveidība. Latvian forest: nature and diversity*. Rīga, WWF, «et ©etera», SIA. 209 lpp.
77. Ricklefs R.E. 1976. *The Economy of Nature*.- Oregon: Chiron Press Inc., 424 pp.

78. Runge M. 1973. Energieumsätze in den Biozönosen terrestrischer Ökosysteme // *Scripta Geobotanica* 4
79. Saceniēks R. 1953. *Mežu pētīšanas stacijas "Kalsnava" Mežierīcības pārskats 1953. gadam.*- 107. lpp.
80. Schachtschabel P. 1961. Die Bestimmung des fixierten Ammoniums im Boden // *Zeitung Pflanzenernährung Bodenk.* 93, pp. 125-126.
81. Scheffer F., Schachtschabel P. 1998. *Lehrbuch der Bodenkunde.* 14., neu bearbeitete und erweiterte Auflage von P. Schachtschabel, H.-P. Blume, G. Brümmer, K. H. Hartge, U. Schwertmann. Unter Miterbeit von K. Auerswald, L. Beyer, W. R. Fischer, I. Kögel-Knaber, M. Renger, O. Strebel.- Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 494 S.
82. Schrödinger E. 1945. *What is Life?*- Cambridge U. P.
83. Seggewiss B., Jungk A. 1988. Einfluß der Kaliumdynamik im wurzelnahen Boden auf die Magnesiumaufnahme von Pflanzen // *Zeitung Pflanzenernährung Bodenk.* 151., S. 91-96.
84. Semjonovs I, Bebris R. A., Kokareviča A. u. c. 1997. *Pazemes ūdeņu aizsardzība Latvijā: Latvijas-Vācijas kopsadarbības projekts "Grunts un gruntsūdeņu aizsardzības sistēmas uzlabošana Latvijā"* / Galv. red. I. Semjonovs.- Rīga: Izdevniecība Gandrs, Latvijas Republikas Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrija, 463 lpp.
85. Setlow R., Pollard E. 1962. *Molecular Biophysics.*- London: Addison-Wesley Publishing Co.
86. Šķiņķis C. 1992. *Hidromeliorācijas ietekme uz dabu.* Rīga, 303 lpp.
87. Špalte E. 1975. Meteoroloģisko faktoru ietekme uz parastās priedes radiālo pieaugumu // *Jaunākais Mežsaimniecībā.*- Nr. 18.- 46.-54. lpp.
88. Špalte E. 2002. Latvijas vides kvalitāte un priežu audžu vitalitāte // *LLU Raksti* 5, 25.-33. lpp.
89. Tukey H. B., Wittwer S. H., Tukey H. B. jr. 1958. The leaching of substances from plant foliage as determined by radioisotopes. In: *Extermann R. C. (ed.): Radioisotopes in Scientific Research.*- London: Pergamon Press
90. Uhlenbrook S., Leibundgut C. 2000. Monitoring and modelling of water quantity and chemistry to identify runoff process in a mountainous basin. In: *Book of Abstracts. Monitoring and Modelling Catchment Water Quantity and Quality. September 27-29, 2000.*- Ghent: Laboratory of Hydrology and Water Management Ghent University, pp. 147-149.
91. Ulrich B. 1981. Theoretische Betrachtung des Kronenkreislaufs in Waldökosystemen // *Z. Pflanzenernähr. Bodenkde.*, 144.- S. 647-659.
92. *Vides piesārņojuma stāvoklis Latvijas Republikā 1993. gadā.* 1994.- Rīga, VHP VKNN, 70 lpp.

93. *Vides piesārņojuma stāvoklis Latvijas Republikā 1996. gadā. 1997.-* Rīga, VHP VKNN, 68 lpp.
94. *Waldbau auf ökologischer Grundlage. Der Wald als Vegetationsform und seine Bedeutung für den Menschen (Band I) /* begr. von Alfred Dengler, Bearbeiter: E.Röhrig, N.Bartsch.– Hamburg. Berlin: Verlag Paul Parey, 1992. - 350 S.
95. Wendland F., Albert H., Bach M., Schmidt, 1993. *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.-* Berlin, Springer
96. Whittaker R. H. 1975. *Communities and Ecosystems.-* New York: Macmillan Publishing Co., Inc.
97. Whittaker R. H., Likens G. E. (eds.) 1973. The Primary Productivity of the Biosphere // *Human Ecology 1(4)*, pp. 299-369.
98. Whittaker R. H., Likens G. E., Bormann F. H., Eaton J. S., Siccama T. G. 1979. The Hubbard Brook ecosystem study: forest nutrient cycling and element behaviour // *Ecology 60 (1)*, pp. 203-220.
99. Wittich 1923. Untersuchungen über den Einfluß der Kahlschläges auf den Bodenzustand // *Mitt. Forstwirtschaft. Forstwiss I.-* Hannover, S. 438-506.
100. Woodwell G. M., Pecan E.V. (eds.) 1973. Carbon and the Biosphere / *Brookhaven Symposia in Biology 24*.
101. Zālītis P. 1994. *Latvijas nosusināto mežu hidroloģiskie parametri. Granta 93.686. Pārskats 1994.-1996. /* Atbildīgais izpildītājs P. Zālītis.- Salaspils, 82 lpp.
102. Zālītis P. 1996. Amelioration and ecological diversity of forests in Latvia. *Baltic Forestry*. Vol. 2., No. 1. pp. 21–26.
103. Zālītis P., Bambe B. 1991. Priežu augšanas gaitas dendrohronoloģiskā analīze Teiču rezervāta meža un purva saskares zonā // *Teiču rezervāts. Apskats*. 1. laidziens.- Rīga: Latvijas Informācijas centrs.- 48.-64. lpp.
104. Zālītis P., Jansons J. 1999. Izcirtumu pārpurvošanās priežu mežos. *Mežzinātne*, 8.(41.)'98. – 152.-166. lpp.
105. Zālītis P., Spalviņa I. 1975. Ūdens notece pa priedes un bērza stumbru un tās ekoloģiskā nozīme // *Jaunākais Mežsaimniecībā*, 17: Latvijas PSR Mežsaimniecības un mežrūpniecības ministrija, Latvijas zinātniskās pētniecības mežsaimniecības problēmu institūts.- Rīga: Zinātne, 39.- 46. lpp.
106. Zīvertis A., Jauja I., Meža–Eriņš G. 1996. Nosēdtilpju loma biogēnās noteces aizturēšanā nosusināšanas sistēmās // *LLU Raksti / LLU.-* 1996. 6 (283) laid.: Jelgava: LLU, 116.- 125. lpp.

107. Zysset M., Brunner J., Frey B., Blaser P. 1996. Response of European chestnut to varying Ca/Al ratios // *Journal Environmental Quality* 25, pp. 702-708.
108. Аболинь, А. А. 1977. Сукцессия растительности на торфяных почвах под влиянием осушения. In: *Сборник: Торф в лесном хозяйстве*. Zinatne, Riga, pp. 27.- 44.
109. Андерсон О. 1972. *Отчет о выполнении работ по сооружению гидрологической наблюдательной сети на территории лесного заказника "Калснава" Министерства лесного хозяйства и лесной промышленности Латвийской ССР. Геологоразведочная экспедиция. Заказ 226.*- Рига: Министерство Геологии СССР, Управление геологии при Совете Министров Латвийской ССР, 12 с., прил.
110. Белов С. В. 1976. *Лесоводство. Часть I. Лесоведение: учебное пособие для студентов лесохозяйственного факультета.*- Ленинград: РИО ЛТА, 224 с.
111. Буш К. К. 1971. Некоторые вопросы биоматематического анализа антропогенных лесных сообществ на осушенных площадях // *Ботанический журнал № 1*, с. 22-30.
112. Ванагс К. Ю. Изменение свойств верхнего слоя торфа на осушенных торфяниках. Автореферат кандидатской диссертации.- Рига, 1956.
113. Виноградский С. Н. 1952. *Микробиология почвы. Проблемы и методы.*- Москва: Издательство АН СССР
114. Вомперский С. Биологические основы эффективности лесосушения. Рост древостоев в связи с важнейшими факторами среди осушаемых торфяных почв.- Москва: Наука, 1968.- 312 с.
115. Вомперский С. Э. 1957. Значение качества торфа для роста сосняков на осушенных болотах / *Труды лесотехнической академии, вып. 81.*- Ленинград, с. 105-116.
116. Залитис П.П. 1983. Основы рационального лесосушения в Латвийской ССР. Зинатне, Riga, 230 с.
117. Капустинскайте Т. 1973. Биоэкологические особенности лесохозяйственного освоения осушенных земель в Литовской ССР / *Лесное хозяйство № 5*, с. 19-26.
118. Корнеев В. П. 1974. Роль грунтовых вод в зольном питании древесных насаждений // В кн.: *Лесоводство, лесные культуры и биология древесных растений*. Брянск, с. 44.- 48.
119. *Круговорот вещества в природе и его изменение хозяйственной деятельностью человека*. 1980. / Под. ред. А. М. Рябчикова.- Москва: Издательство Московского Университета, 272 с.

120. Лиёпа И. Я., Пóспелова Г.Е., Клявипя Э.Ф. 1986. Структура темпоральной гетерогенности экосистемы // *Темпоральные аспекты моделирования и прогнозирования в экологии.*- Рига: ЛГУ.- с. 98-101.
121. Лир Х., Пóльстер Г., Фидлер Г. 1974. *Физиология древесных растений.*- Москва, 421 с.
122. Мелехов И. С. 1980. *Лесоведение: Учебник для вузов.*- Москва: Лесная промышленность, 1980.- 408 с.
123. Орлов А. Я. 1991. *Почвенно-экологические основы лесоводства в Южной тайге.*- Москва: Наука, 104 с.
124. Отоцкий П. В. 1898. Грунтовые воды, их происхождение, жизнь и распределение // *Тр. опыт. лесничеств*, 1906, вып. 4, с. 3-300.
125. Пьявченко Н. И. 1971. Азотно-минеральное питание лесной растительности на болотах и осушительная мелиорация. В. кн.: *Болота Карелии и пути их освоения.*- Петрозаводск, с. 159-164.
126. Пьявченко Н. И., Козловская Л. С. 1974. Почва как компонент биогеоценоза (экосистемы). В кн.: *Почвенные исследования в Карелии.*- Петрозаводск, с. 6-11.
127. *Унифицированные методы исследования качества вод. Часть I. Методы химического анализа вод* 1977. / Отв. за выпуск З. Губачек.- Москва: Совет экономической взаимопомощи, Совещание руководителей водохозяйственных органов стран – членов СЭВ, 831 с.
128. Яншевска З. Я. 1977. Изменение количества питательных веществ в удобренных почвах осушенных верховых болот // *Сб. Торф в лесном хозяйстве.*- Рига: Зинатне, с. 45-52 с.