

## TAURIŅZIEŽU AUDZĒŠANA UN VIDES RISKI CULTIVATION OF LEGUMINOUS CROPS AND ENVIRONMENTAL RISKS

**Ināra Līpenīte, Aldis Kārklīņš**  
LLU, Augsnes un augu zinātņu institūts  
Inara.Lipenite@llu.lv

**Abstract.** *The cultivation of leguminous plants significantly affects the status and turnover of nitrogen in soil increasing biochemically active nitrogen pool, changing biological regimes in soil, influencing organic matter mineralisation-humification processes etc. Consequently, not only productivity of crops and nitrogen supply are affected in these areas, but also possible environmental risks are likely to emerge. Many factors are responsible for intensity and possible consequences of these processes and eventual results: species of legumes, cultivation methods, abiotic factors, crop rotation, soil tillage methods etc. In practical farming it is necessary to evaluate the factors and to take them into consideration in the process of decision making, as well as in choosing crop cultivation methods to satisfy the requirements of Good Agricultural Practice and Integrated soil fertility management model.*

**Key words:** *nitrogen fixation, nitrification, soil mineral nitrogen, nitrogen leaching, nitrogen emissions.*

### Ievads

Slāpekļis ir viens no galvenajiem augu barības elementiem. Slāpekļa mēslojums lielā mērā nodrošina lauksaimniecības produkcijas ražošanas līmeni, tāpēc tā patēriņš ir strauji palielinājies un pēdējo 50 gadu laikā daudzkārt pieaudzis. Tauriņziežu dzimtas zālaugu un pākšaugu audzēšana ievērojami palielina simbiotiski saistītā atmosfēras slāpekļa akumulēšanos augsnē. Augsnē nonāk arī šo kultūraugu pēcplaujas atliekas un dažādi citi organiski savienojumi, kuru mineralizācijas rezultātā augsne vēl papildus bagātinās ar slāpekli. Daļu no šādi akumulētā slāpekļa izmanto augi (tauriņzieži, piemistrotie kultūraugi, nezāles), daļa saistās augsnes organisko vielu sastāvā, bet daļa emisijas vai izskalošanās ceļā neproduktīvi zūd no augsnes, radot dažādas nopietnas ekoloģiskas problēmas. Piemēram, paaugstināta nitrātu slāpekļa koncentrācija dzeramajā ūdenī var izraisīt methemoglobinēmiju un citas nopietnas saslimšanas, tāpēc nitrātu koncentrācija dzeramajā ūdenī saskaņā ar Pasaules Veselības organizācijas noteikto standartu nedrīkst pārsniegt 10–11.3 mg L<sup>-1</sup> N–NO<sub>3</sub> (Padomes Direktīva ..., 1975; Padomes direktīva ..., 1991; Nitrate and nitrite ..., 2011). Nitrāti ūdenstilpēs var pasliktināt ūdens kvalitāti, izraisīt eitrofikāciju, aļģu ziedēšanu, zivju bojāeju. Sakarā ar to, ka globālā mērogā prasības pēc pārtikas produktu un lopbarības apjoma ar katru gadu pieaug, un tā saražošana nav iedomājama bez slāpekļa mēslojuma izmantošanas, nitrātu izskalošanās radītā ietekme uz apkārtējo vidi, tai skaitā uz cilvēku veselību, ir īpaši aktuāla.

Ļoti bieži notiek diskusijas par problēmām, kas ir saistītas ar slāpekļa savienojumu izskalošanos. Tā ir augu barošanās procesā neizmantoto nitrātu jonu akumulācija augsnes profilā un to salīdzinoši niecīgās iespējas saistīties augsnē. Ar lejupejošo ūdens plūsmu, īpaši ar nokrišņiem bagātos periodos, tie pārvietojas uz pazemes ūdeņiem vai nonāk drenu notecē. Nitrātu uzkrāšanos augsnē veicina pārlieku liela slāpekļa mēslojuma normu iestrāde, mēslošana nepiemērotā laikā, kad nenotiek barības vielu uzņemšana augos, kā arī dažādu slāpekli saturošu organisko savienojumu mineralizācija, ko izraisa ilgstoša neaizņemtā (melnā) papuve, ganību zelmeņu atjaunošana, daudzgadīgo zālāju aparšana, zaļmēslojuma iestrāde u. c. Pētnieki H. J. Dī un K. K. Kamerons zemes lietošanas sistēmas pēc to potenciālā nitrātu izskalošanās riska sarindojusi sekojoši: mežs < zālāji pļaušanai < ganības, aramzeme < ganību aparšana < intensīva dārzkopība (Dī, Cameron, 2002).

Faktiskie nitrātu izskalošanās zudumi ir atkarīgi no augsnes un klimatiskajiem apstākļiem, kā arī no saimniekošanas paņēmieniem un metodēm. Zudumi ir mazāki no smagāka granulometriskā sastāva augsnēm, tāpat tie ir atkarīgi arī no gruntsūdens atrašanās dziļuma. Drenu sistēmas saīsina ūdeņu ceļu cauri augsnes profilam un nodrošina augsnē aerobus apstākļus, veicinot nitrifikāciju, samazinot denitrifikācijas potenciālu. Izskalošanos var ietekmēt augsnes struktūra, makroporu izplatība un to veids. Pa slieku ejām un plaisām tiek nodrošināta ātra nokrišņu ūdeņu infiltrācija, līdzī aiznesot tajā izšķīdušās vielas, sevišķi tad, ja tās nespēj adsorbēties uz augsnes cietdaļiņu virsmas.

Līdz šim lauksaimniecības praksē galvenokārt tika uzskatīts, ka vides riski, ko var radīt slāpekļa savienojumi, ir saistīti ar minerālmēslu vai arī ar dažāda veida kūtsmēslu pārmērīgu vai arī nepareizu lietošanu. Pretstatā tam tauriņzieži tika uzskatīti kā vidi saudzējoši kultūraugi, to audzēšanai piešķirot visnotaļ pozitīvu lomu – gan kā augsnes slāpekļa bagātinātājam, gan arī kā vīdī nekaitīgam augam. Bieži vien pat valda uzskats, ka bioloģiskais slāpeklis (N organisko vielu sastāvā un N, ko piesaista mikroorganismi) ir kultūraugiem, to biomasas patērētājiem un vīdī daudz piemērotāks, dabiskāks, nekaitīgāks, pretstatā tā sauktajam „sintētiskajam” slāpeklim, ko kultūraugiem var nodrošināt ar minerālmēsliem. Raksta mērķis ir sniegt zinātnisko publikāciju apkopojumu par jautājumu, kas saistās ar tauriņziežu audzēšanu un iespējamiem vides riskiem – slāpekļa savienojumu potenciālo migrāciju, emisiju, nonākšanu virszemes un pazemes ūdeņos.

**Simbiotiskā slāpekļa saistīšana.** Atmosfēras slāpekļa saistīšana tauriņziežos ir nozīmīgs slāpekļa nodrošinājuma veids augiem un arī būtiska augsnes slāpekļa resursu papildināšanas iespēja. Pēc nu jau ilgstoša sintētisko slāpekļa minerālmēslu uzvaras gājiena, pēdējā laikā Eiropā un arī citviet pasaulē no jauna tiek pievērsta lielāka uzmanība tauriņziežu audzēšanai: gan lai pieskaņotos mainīgajai ekonomiskajai un finansiālajai situācijai, gan arī lai mazinātu lauksaimnieciskās darbības ietekmi uz apkārtējās vides kvalitāti un globālām klimata izmaiņām. Tauriņziežu audzēšana var samazināt ieguldījumus slāpekļa minerālmēslu iegādē un zināmā mērā palīdzēt risināt proteīna nodrošinājuma problēmu. Pēdējās desmitgadēs, pateicoties valstu dotācijām un augstākām produkcijas cenām, nozīmīga daļa lauku saimniecību ir pievērsušās organiskajai lauksaimniecībai, kas izslēdz slāpekļa minerālmēslu izmantošanu. Tādējādi tauriņzieži un simbiotiskā slāpekļa fiksācija daļai lauksaimnieku kļūst par būtisku slāpekļa bilances nodrošināšanas neatņemamu sastāvdaļu. Aprēķināts, ka, aizvietojo 1/10 no ES stiebrzāļu platībām, kas paredzētas zāles lopbarības ražošanai, ar tauriņziežu–stiebrzāļu maisījumu, ieguvums Eiropas lopkopības sektoram varētu pārsniegt 1300 miljonus EUR. Papildus tam tiktu ietaupīti fosilās enerģijas resursi, ko patērē slāpekļa minerālmēslu ražošanai. Uzskata, ka līdz ar slāpekļa minerālmēslu izmantošanas samazināšanos no lauksaimniecības platībām mazāks nitrātu daudzums nonāktu ūdens ekosistēmās (Peeters *et al.*, 2006; Rochon *et al.*, 2004).

Tauriņziežu spēja saistīt atmosfēras slāpekli balstās uz to simbiozi ar sugai specifiskām baktērijām, kas attīstās saimniekauga gumiņos. Baktērijas reducē atmosfēras molekulāro slāpekli līdz amonija joniem, kuri daļēji nepastarpināti tiek iekļauti saimniekauga organisko vielu sastāvā, bet daļa nonāk augsnē, no kurienes tos uzņem augi, ieskaitot piemistrētos kultūraugus un nezāles. N fiksācijas norisei augsnē nepieciešams pietiekams bioizmantojams dzelzs un molibdēna daudzums, kā arī pieejami slāpekļa un fosfora savienojumi. Skāba augsnes reakcija nav piemērota mikroorganismu darbībai, jo šādos apstākļos ir vairāk izteikta alumīnija toksiskā iedarbība, apgrūtināta fosfora, kalcija, magnija un molibdēna pieejamība. Savukārt karbonātus saturošās augsnēs slāpekļa fiksāciju kavē fosfora un dzelzs zemā pieejamība augiem un mikroorganismiem. Tauriņziežu saistītā slāpekļa daudzums ir atkarīgs no tauriņziežu īpatsvara zemenī. Pētījumu dati rāda, ka 1 t baltā āboliņa sausnes vidēji saista 30–46 kg, bet sarkanā āboliņa – 24–36 kg N. Slāpekļa saistīšana samazinās, ja augsnē pastiprināti notiek organisko vielu mineralizācijas process un veidojas minerālie slāpekļa savienojumi, ja zālāju mēslošanai tiek lietoti ar N bagāti organiskie mēsli (kūtsmēsli, virca u. c.) vai slāpekļa minerālmēsli. Tāpat bioloģiskā slāpekļa fiksācija mazinās ganību zemenēs, kur slāpeklis augsnē nonāk ar dzīvnieku atstātajiem ekskrementiem un urīnu (Vinther, Jensen, 2000; Carlsson, Hus-Danell, 2003).

Visvairāk audzētie tauriņzieži zālajos ir lucerna, baltais un sarkanais āboliņš, mazāk izplatīti – galega, vīķi un citi. Ir noteikta pozitīva korelācija starp āboliņa un lucernas sausnes ražu un fiksēto slāpekļa daudzumu. Šī sakarība ir spēkā arī viengadīgiem tauriņziežiem. Tā kā saistītā slāpekļa daudzums ir atkarīgs no tauriņziežu sausnes ieguves, tad priekšstatu par saistītā atmosfēras slāpekļa daudzumu var gūt, apskatot vidējo sarkanā āboliņa zelmeņu ražību dažādos ES reģionos (1. tab.).

Baltā āboliņa ražas ir zemākas. Pēc dažādu autoru datiem baltā āboliņa–stiebrzāļu zelmeņa sausnes raža Rietumeiropas valstīs vidēji ir no 7 līdz 11 t ha<sup>-1</sup>, bet Ziemeļu un Baltijas valstīs – 6–8 t ha<sup>-1</sup>.

1. tabula

Sarkanā āboliņa sausnes ražas pa izmantošanas gadiem Eiropas reģionos, t ha<sup>-1</sup>  
(pēc Peeters *et al.*, 2006)

Zelmenis, reģions	Zelmeņa izmantošanas gads		
	1. gads	2. gads	3. gads
Sarkanais āboliņš			
Rietumeiropā	10–14	7–10	3–4
Dienvideiropā	13–21	6–13	–
Ziemeļeiropā	7–8	7–8	–
Sarkanais āboliņš–stiebrzāles			
Rietumeiropā	11–17	8–15	–
Ziemeļeiropā	6–9	7–9	5

Tauriņziežu ražā fiksētā slāpekļa daudzums variē gan viena pētījuma ietvaros, gan arī dažādos reģionos un atšķirīgos augsnes un klimatiskajos apstākļos veiktajos izmēģinājumos. Maksimālā bioloģiski fiksētā slāpekļa vērtība baltajam āboliņam sasniedz 373 kg, sarkanajam āboliņam 545 kg, bet lucernai 350 kg ha<sup>-1</sup> gadā. Āboliņā fiksētā slāpekļa daudzumus dažādās valstīs veiktajos pētījumos raksturo 2. tabulas dati.

2. tabula

Āboliņa bioloģiski saistītā slāpekļa daudzums lauka izmēģinājumos  
(pēc Peeters *et al.*, 2006)

Valsts	Zelmenis	N, kg ha <sup>-1</sup> gadā
Dānija	Baltais + sarkanais āboliņš	128–305
Šveice	Baltais āboliņš	270–370
Beļģija	Sarkanais āboliņš	300–400 (maks. 545)
Lielbritānija	Baltais āboliņš	100–200 (maks. 445)
Lietuva	Baltais āboliņš	12–113
	Sarkanais āboliņš	21–231

Latvijā (Adamovičs, Klāsēns, 2003) visproduktīvākie atmosfēras slāpekļa saistīšanā ir hibrīdās lucernas (*Medicago varia* Hartynf.) zelmeņi, sasniedzot pat 433 kg ha<sup>-1</sup> N. Līdzīgi daudzumi – virs 300 kg ha<sup>-1</sup> N – noteikti lucernas–stiebrzāļu zelmeņos. Vidēju stāvokli ieņem galegas (*Galega orientalis* Lam.) zelmeņi, kuru slāpekļa saistīšanas produktivitāte ir 156–238 kg ha<sup>-1</sup> N. Viszemākā atmosfēras slāpekļa saistīšana novērota 4.–5. izmantošanas gadā baltā āboliņa (*Trifolium repens* L.) zelmeņos, 74–132 kg ha<sup>-1</sup> N. Iegūtie rezultāti liecina, ka tauriņziežu simbiotiski saistītais atmosfēras slāpekļlis dod ievērojamu papildinājumu augsnē esošajiem kopējā augiem izmantojamā slāpekļa krājumiem un veido būtisku slāpekļa aprites komponenti.

Tauriņziežu–stiebrzāļu maisījumi bieži vien sasniedz pat lielākas piesaistītā slāpekļa vērtības, salīdzinot ar tauriņziežu tīrsējas zelmeņiem. Vairumā pētījumu tiek noteikts tikai tauriņziežu virszemes biomasā saistītā slāpekļa daudzums, taču ievērojams slāpekļa daudzums uzkrājas arī sakņu biomasā. Ja pākšaugiem tas sastāda vien tikai 10%, tad daudzgadīgajiem zālaugiem šis lielums ir līdz pat 60% no kopējā piesaistītā (fiksētā) slāpekļa daudzuma. Diemžēl precīzi noteikt sakņu pienesumu daudzgadīgajiem tauriņziežiem ir grūti, jo saknes atmirst un sadalās pakāpeniski (Carlsson, Huss-Danell, 2003).

Tauriņziežu iekļaušana zālajos ievērojami samazina minerālmēsļu patēriņu. Slāpekļa bioloģiskā fiksācija nodrošina arī stiebrzāļu biomasas veidošanai nepieciešamo slāpekli, tāpēc nitrātu izskalošanās no augsnes zem tauriņziežu zelmeņiem parasti ir daudz mazāka – tikai 30–50%, salīdzinot ar to, kādi slāpekļa zudumi veidojas no intensīvi mēslotiem stiebrzāļu laukiem. Daudzgadīgo zālāju izmantošanas laikā gan zelmeņa ražība, gan arī saistītā slāpekļa uzkrājums samazinās, taču augsnē paliek zālāju sakņu masa. Zālāju atjaunojot, augsnē nonāk arī augu virszemes daļas (pēcplaujas atliekas), kas kopumā satur ievērojamu slāpekļa daudzumu. Tās

organisko vielu mineralizācijas procesā strauji palielina augsnes minerālā slāpekļa uzkrājumu (Carlsson, Huss-Danell, 2003; Crews, Peoples, 2004).

**Tauriņziežu augu un to atlieku mineralizācijas procesa īpatnības.** Slāpeklis, kas nonāk augsnē ar augu virszemes atliekām vai atrodas sakņu biomasā, ir saistīts daudzveidīgu organisku savienojumu veidā. Lai tas kļūtu izmantojams augiem kā barības elements vai notiktu slāpekļa savienojumu izskalošanās no augsnes, ir jānotiek organisko vielu mineralizācijas procesam, ko nodrošina augsnes mikroorganismi un to metabolisma produkti. Dažādos apstākļos no augsnē nonākušā zaļmēslojuma (vai arī no augu atlieku materiāla) vienas veģetācijas laikā kultūraugi spēj izmantot aptuveni 5–50% no tajā esošā slāpekļa. Pārējais daudzums zūd no augsnes izskalošanās un/vai emisijas veidā, kā arī tiek iesaistīts noturīgākā (attiecībā pret mineralizāciju) augsnes organiskās vielas sastāvā. Piemēram, tauriņziežu saknes un pēcplaujas atliekas var saturēt no 60 līdz 156 kg ha<sup>-1</sup> N pat tad, ja raža ir novākta. *Rhizobium* ģints baktērijas tauriņziežu sakņu zonā izdala ar slāpekli bagātus savienojumus, tai skaitā aminoskābes, kas veicina mikrobioloģisko procesu aktivitāti rizosfērā un augiem pieejamu slāpekļa formu veidošanos. Taču organisko savienojumu mineralizācijas procesa intensitāte un ātrums ir atkarīgs no ļoti dažādiem faktoriem, tāpēc izdalītā minerālā slāpekļa daudzums ir grūti prognozējams (Recous *et al.*, 1990; Hauggaard-Nielsen *et al.*, 1998; Eriksen, Jensen, 2001).

Augu biomasas sadalīšanās praktiski nenotiek, ja augu masa ir sažuvusi un tā nav iestrādāta augsnē. Tomēr jāņem vērā, ka šādos apstākļos no augu masas pakāpeniski izdalās amonjaks. Šī iemesla dēļ zaļmēslojuma augi nedrīkst ilgstoši palikt neiestrādāti, jo amonjaka emisijas zudumi var sasniegt pat 20% no kopējā augu masā esošā slāpekļa daudzuma. No svaiga materiāla emisija praktiski nenotiek, tāpēc zaļmēslojums jāiestrādā pirmajās dienās pēc tā nopļaušanas (Quemada, Cabrera, 1997).

Mineralizācijas procesa ātrums ir atkarīgs arī no augu materiāla sasmalcinātības pakāpes. Mazākas daļiņas veido lielāku virsmu, kas tiek pakļauta mikroorganismu darbībai. Jo augstāka augu daļiņu dispersijas pakāpe, jo vairāk šķīstošu oglekļa un slāpekļa savienojumu ir pieejami mikroorganismiem un mazāk izteikta ir to imobilizācija. Augu materiāls ir vienmērīgi jāsajauc ar augsni, lai neveidojas tā saucamie „karstie un aukstie punkti” – vietas ar organiskā materiāla lielu koncentrāciju, kur strauji notiek mineralizācija, un vietas, kur dominē slāpekļa imobilizācija. Pārāk sekli iestrādātas augu atliekas vairāk pakļautas mitruma deficītam, sasalšanai, atkušanai. Nedaudz dziļāk augsnē ir stabilāks mitruma un temperatūras režīms, tāpēc mineralizācija notiek vienmērīgāk (Jensen, 1994; Breland, 1994).

Uz mineralizācijas gaitu un ātrumu daudz būtiskāka ietekme ir augu materiāla ķīmiskajam sastāvam. Augu šūnas, neskatoties uz to komplicēto sastāvu, galvenokārt veido polisaharīdi, polipeptīdi un lignīns. Dažādu sugu augiem, kā arī atkarībā no augu daļas un to attīstības fāzes, atsevišķu komponentu saturs var būtiski variēt. Piemēram, tauriņziežu sastāvā ir salīdzinoši augsts proteīnu saturs, savukārt cietes saturs āboliņa *Trifolium repens* stolonos var sasniegt pat 30% no sausnes masas. Salīdzinājumā ar stiebrzālēm, tauriņziežos ir augsts pektīnvielu saturs, savukārt hemicelulozes saturs gan vienos, gan otros augos ir līdzīgs, bet celulozes tauriņziežos ir mazāk. Lignīns tauriņziežos ir koncentrējies pārsvarā ksilēmas audos, un tā daudzums pieaug līdz ar augu vecumu. Augu atlieku sadalīšanās kļūst apgrūtināta, ja lignīna saturs pārsniedz 15% no sausnes masas, taču tauriņziežos lignīna saturs parasti ir mazāks par 10–15% (Kogel-Knabner, 2002).

Kā zināms, tad oglekļa un slāpekļa attiecība (C/N) un arī lignīna un slāpekļa attiecība ir rādītāji, kas nosaka augu materiāla sadalīšanās ātrumu un slāpekļa savienojumu mineralizāciju. Vairumam mikroorganismu optimālā C/N attiecība ir < 25, bet atsevišķas baktērijas un sēnes var sadalīt substrātu ar krietni lielāku oglekļa īpatsvaru. Tomēr oglekļa saturs pats par sevi vien nav galvenais mineralizācijas ātruma noteicējs, svarīgs ir ogļhidrātu sastāvs. Augos, kuros ir augsts brīvo cukuru – saharozes un fruktozes – saturs, oglekļa mineralizācija sākotnēji norit ļoti strauji un šajā procesā tiek imobilizēts liels daudzums slāpekļa. Turpmākai mineralizācijai tiek pakļauti proteīni, ciete, pektīnvielas un dažādu hemicelulozes grupu savienojumi. Vēlākajā periodā seko ksilānu un celulozes sadalīšanās. Lignīns ir izturīgs pret sadalīšanos un parasti iekļaujas humusa veidošanās (sintēzes) procesā (Kogel-Knabner, 2002; Gunnarsson, 2003).

Ogļhidrātu sastāvs un N saturs dažādiem tauriņziežiem ir atšķirīgs. Tas mainās arī atkarībā no augu attīstības fāzes. Līdz ar to atšķirīga var būt gan augu atlieku mineralizācijas gaita un intensitāte, gan arī slāpekļa dinamika augsnē. Eksperimentā, kas veikts Zviedrijas

Lauksaimniecības zinātņu universitātē (Marstorp, Kirchmann, 1991) salīdzināta 6 dažādu tauriņziežu virszemes biomasas slāpekļa savienojumu mineralizācija. 3. tabulā parādīts dažu tauriņziežu sastāvs, kuri maisījumā ar smilts augsni inkubēti 115 dienas  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  temperatūrā.

3. tabula  
Tauriņziežu ķīmiskais sastāvs, % sausnē (pēc Marstorp, Kirchmann, 1991)

Suga	C <sub>kop.</sub>	N <sub>kop.</sub>	C/N	Lignīna C
<i>Trifolium repens</i> L.	39.5	3.10	12.7	10.26
<i>Medicago lupulina</i> L.	42.9	3.12	13.8	10.88
<i>Trifolium subterraneum</i> L.	42.6	3.02	14.1	9.69
<i>Trifolium pratense</i> L.	45.9	2.61	17.6	9.08
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	46.1	2.20	20.9	11.38
<i>Trifolium alexandrinum</i> L.	45.3	2.52	18.0	12.47

Rezultāti parādījuši, ka inkubācijas laikā no kopējā slāpekļa daudzuma baltajā āboliņā, lucernā un *T. subterraneum* L. mineralizējās 30–35%, sarkanajā āboliņā un *T. resupinatum* L. – tikai 20%, bet *T. alexandrinum* L. vien 17%. Kā redzams tabulā, labāk mineralizējas augi ar augstāku kopslāpekļa saturu un zemāku C/N attiecību. Pēdējiem trim tauriņziežiem sadalīšanās procesa sākumā novērota slāpekļa imobilizācija un tikai pēc 2 nedēļām sācies mineralizācijas process, kas turpinājies visu atlikušo periodu. Baltā āboliņa, lucernas un *T. subterraneum* L. pārveidošanās laikā slāpekļa imobilizācija nav konstatēta.

Lignīna un slāpekļa attiecība augu materiālā arī kalpo kā tā potenciālās sadalīšanās intensitātes indikators. Taču to parasti piemēro substrātiem, kuru C/N attiecība pārsniedz 75. Augu materiāls, ko izmanto zaļmēslojumam, parasti ir ar daudz zemāku C/N attiecību. Pētījumu rezultāti rāda, ka augsnes, kas ir ar lielu izskalošanās risku, būtu nepieciešams manipulēt ar augsnē iestrādājamā augu materiāla ķīmisko sastāvu, lai tā mineralizāciju pieskaņotu augu slāpekļa uzņemšanas dinamikai (Gunnarsson, 2003).

Mineralizācijas procesa ātrumu ietekmē augsnes īpašības: granulometriskais sastāvs, augsnes organisko vielu saturs un sastāvs, augsnes reakcija, kā arī vides apstākļi: temperatūra un mitrums. Svarīga loma ir arī augsnes apstrādes un kultūraugu agrotehnikas īpatnībām. Organisko vielu mineralizācijas process ir sarežģīts, tāpēc grūti prognozējams un vadāms. Pagaidām nav izstrādātas ātras un precīzas metodes, kas ļautu noteikt minerālā slāpekļa uzkrāšanos augsnē dažādu organisko vielu mineralizācijas procesā (Jarvis, 1996). Tomēr problēmai tiek meklēti jauni risinājumi. Aizvien biežāk eksperimentos iegūtie rezultāti tiek izmantoti slāpekļa mineralizācijas matemātisko modeļu izstrādei, kas dotu iespēju precīzāk prognozēt organisko vielu mineralizācijas ātrumu konkrētos apstākļos, un prognozēt augiem pieejamo slāpekļa resursu uzkrāšanās laiku un apjomus. Tas palīdzētu organizēt agrotehniskos pasākumus tā, lai mineralizācijas maksimumu pietuvinātu augu aktīvas slāpekļa uzņemšanas un patēriņa periodam un pēc iespējas vairāk samazinātu slāpekļa izskalošanās zudumus no augsnes (Nykanen *et al.*, 2009).

**Tauriņzieži kā zaļmēslojuma augi.** Zaļmēslojuma lietošanu galvenokārt praktizē organiskajās saimniecībās, lai uzlabotu un uzturētu augsnes auglību, kā arī panāktu labāku kultūraugu nodrošinājumu ar slāpekli. Tieši tauriņziežus bieži izmanto kā zaļmēslojuma augus sakarā ar to slāpekļa saistīšanas spēju un biomasas kvalitāti, kas dod iespēju paaugstināt kultūraugu ražību. Pēc zaļmēslojuma iestrādes pakāpeniski notiek augsnes minerālā slāpekļa satura palielināšanās, taču, kā rāda pētījumi Skotijā (Baggs *et al.*, 2000), būtisks sekojošā kultūrauga ražas pieaugums nav iegūts ne baltā un sarkanā āboliņa, nedz arī lucernas un citu tauriņziežu gadījumā. Autori to skaidro ar pēcauga sēju tūlīt dažas dienas pēc zaļmēslojuma iearšanas, un prognozē, ka ar zaļmēslojumu iestrādātā slāpekļa efekts varētu labāk izpausties nākamajiem kultūraugiem.

Audzējot kā starpkultūras, tauriņzieži rudens un ziemas periodā nodrošina minerālā slāpekļa savienojumu akumulāciju biomasā, samazinot izskalošanās risku. Iestrādājot šo biomasu pavasarī pirms nākamā kultūrauga sējas, uzlabojas tā nodrošinājums ar augu barības elementiem, kas dod iespēju samazināt mēslojuma vajadzību. Veģetācijas perioda laikā mineralizētā slāpekļa daudzums var sasniegt  $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  (Baggs *et al.*, 2000).

Citos pētījumos (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003; Tonitto *et al.*, 2006) vērtēta starpkultūru nozīme intensīvās lauksaimniecības sistēmā. Melnās papuves aizstāšana ar starpkultūru nodrošina minerālā slāpekļa pārpalikuma saistīšanu augu biomasā periodā pēc ražas novākšanas. Parasti tiek izmantoti aukstumizturīgi augi, tādi kā rudzi vai airene, tomēr arī dažādus āboliņus, lucernu un vīķus var sekmīgi izmantot mērenā klimata zonā, jo tie kalpo arī kā zaļmēslojums, kas papildus var nodrošināt 50–370 kg ha<sup>-1</sup> N. Tas veicina gan augsnes organisko vielu satura pieaugumu, gan citu augsnes īpašību uzlabošanu, tomēr intensīvās lauksaimniecības sistēmās šo modeli neatzīst, jo tauriņziežu biomasā iekļautais slāpeklis (atšķirībā no slāpekļa minerālmēsliem), nespēj nodrošināt potenciāli iespējamo ražības līmeni nākamajam kultūraugam. Veicot pieejamo pētījumu rezultātu meta analīzi (Tonitto *et al.*, 2006), noskaidrots, ka pastāv sakarība – tauriņziežu zaļmēslojuma slāpeklis patiešām nespēj nodrošināt tādu pašu ražības līmeni kā slāpekļa minerālmēsli lietošana. Taču papildus ieguvums ražas veidā no intensīvas minerālmēsli lietošanas, salīdzinot ar zaļmēslojuma lietošanu, ir neliels, tikai apmēram 3%. Savukārt mērenas minerālmēsli normas nodrošina mazākas kultūraugu ražas nekā lietotais tauriņziežu zaļmēslojums. Būtiskākais ir fakts, ka ar minerālmēsliem iestrādātais un neizmantotais pārpalikums ir vairāk pakļauts iespējamiem zudumiem, savukārt no tauriņziežu biomasā akumulētā slāpekļa 10–22% tiek uzņemti ar nākamo kultūraugu, 52–78% uzkrājas augsnes organiskajās vielās, un tikai 0.6–3.5% paliek augsnē minerālo savienojumu veidā (atbilstoši pētījumiem izmantojot iezīmēto <sup>15</sup>N). Ievērojamas slāpekļa daļas saistīšanās augsnes organisko vielu sastāvā ļauj prognozēt daudz mazākus nitrātu izskalošanās riskus, izmantojot tauriņziežu zaļmēslojumu.

Zviedrijas zinātnieki (Torstensson *et al.*, 2006), balstoties uz organiskās lauksaimniecības slāpekļa aprites izvērtējumu un salīdzinājumu ar konvencionālo sistēmu, secinājuši, ka slāpekļa ienese organiskajās saimniecībās gan organisko mēsli, zaļmēslojuma, gan tauriņziežu bioloģiski saistītā slāpekļa veidā ir līdzvērtīga vai pat pārsniedz tā ienesi ar minerālmēsliem. Tauriņziežu atliekās esošā slāpekļa mineralizācija bieži vien noris periodos, kad nenotiek slāpekļa uzņemšana augos, tāpēc tā izskalošanās potenciāls tiek vērtēts kā augstāks, salīdzinot ar minerālmēsli lietošanu. Izskalošanās zudumi, ko uzrādījuši lizimetru rādījumi, bijuši augsti pēc tauriņziežu atlieku, kā arī zālāju ar augstu āboliņa īpatsvaru iearšanas. Ražas Zviedrijas organiskajās saimniecībās sastāda tikai 50–75% no iegūtajām, saimniekojot intensīvi. Sinhronisma trūkums starp slāpekļa mineralizāciju no organiskajiem materiāliem un tā uzņemšanu ar kultūraugiem tiek atzīts par galveno cēloni, kāpēc organiskā saimniekošana nav ekoloģiski drošāka par konvencionālo (Torstensson *et al.*, 2006).

To, ka tauriņziežu augi būtiski nepalielina nitrātu saturu augsnē to audzēšanas laikā, bet rada ievērojamus slāpekļa zudumus pēc to iestrādes, apliecina lizimetru pētījumi, kas veikti Lietuvā (Verbyliene, 2014). Konstatēts, ka sarkanā āboliņa zaļmēslojuma iestrāde kopā ar miežu salmiem viegla granulometriskā sastāva augsnē ievērojami palielināja nitrātu koncentrāciju lizimetru notecē. Tā vidēji 5 gados N–NO<sub>3</sub> koncentrācija bija 34.7 mg L<sup>-1</sup>, bet vasarā – zaļmēslojuma aktīvas mineralizācijas laikā sasniegusi pat līdz 43.9 mg L<sup>-1</sup>. Slāpekļa izskalošanās zudumi šajā variantā bijuši par 59.0% lielāki nekā variantā, kur pavasarī augsnē iestrādāti tikai salmi, un par 74.5% lielāki nekā par starpkultūru audzējot un iestrādājot kamolzāli. Slāpekļa zudumi varētu būt vēl lielāki, taču zaļmēslojuma augi sakarā ar garo ziemošanas periodu neizveido lielu biomasu. Šī iemesla dēļ arī sarkanā āboliņa zaļmēslojuma ietekme uz nākamo kultūraugu nebija būtiska.

Ziemeļeiropā tradicionāli vasarāju graudaugus audzē ar tauriņziežu pasēju, un pēc tam tauriņziežus iestrādā augsnē kā zaļmēslojumu. Konstatēts, ka šādā veidā nodrošināt pēcaugu ar nepieciešamo slāpekļa daudzumu ir praktiski neiespējami, jo mineralizācijas procesa gaita ir grūti prognozējama.

Slāpekļa mineralizācija no iestrādātā zaļmēslojuma ir atkarīga no tā ķīmiskā sastāva, kā arī no ārējiem faktoriem – temperatūras, mitruma, augsnes īpašībām. Minerālā slāpekļa veidošanos zināmā mērā tomēr var regulēt, izvēloties piemērotākos zaļmēslojuma augus un variējot to iestrādes laiku, lai pēc iespējas samazinātu arī minerālā slāpekļa izskalošanos no augsnes. Ar N bagātāks augu materiāls sadalās vieglāk un ātrāk nekā augi ar mazu N saturu un plašu C/N attiecību. Pētījumos Norvēģijā (Korsaeth *et al.*, 2002) noskaidrots, ka pēc miežu novākšanas, augsnē iestrādājot salmus kopā ar pasējas āboliņu, nitrātu izskalošanās zudumi ir atkarīgi no iestrādes laika. Salīdzinot ar iestrādi vēlāk rudenī (oktobrī), agrāk rudenī ieartais āboliņa–salmu maisījums palielināja slāpekļa izskalošanos par 45%, bet izskalošanās apjoms nemainījās, ja

iearšana tika veikta vēlu rudenī vai pat pavasarī. Arī N pieejamība pēcaugam ir atkarīga no šāda zaļmēslojuma iestrādes laika. Laboratorijas pētījumā noskaidrots, ka pēc iestrādes augsnē sākotnēji notiek āboliņa biomasas mineralizācija un veidojas zināms minerālā slāpekļa uzkrājums. Taču, sākoties salmu mineralizācijai, iepriekš izveidojies slāpekļa uzkrājums tiek imobilizēts. Tādējādi, iestrādājot šādu zaļmēslojumu pavasarī, augi varētu zināmu laiku izmantot āboliņa sadalīšanās rezultātā radušos slāpekli. Tā kā zaļmēslojuma iearšana pavasarī un pēcauga sēja notiek ar ļoti nelielu starplaiku, tad mineralizācija un slāpekļa pieejamība nākamajam kultūraugam tomēr būs maz nozīmīga. Turklāt mineralizācijas sākumposmā veidojas fitotoksīni, kas var aizkavēt sēklu dīgšanu, augu attīstību un minerālā slāpekļa izmantošanu. Mineralizācijas un N uzņemšanas sinhronizācija ir grūti panākama, tāpēc veidojas minerālā slāpekļa zudumi gan izskalošanās, gan imobilizācijas veidā. Lai gan slāpekļa imobilizācija no ekoloģiskā aspekta varētu būt vēlāmāka nekā izskalošanās, tomēr jāatceras, ka humusa mineralizācija norisinās daudz lēnāk, bet zaļmēslojuma izmantošanas primārais mērķis ir augu nodrošināšana ar barības vielām.

Audzējot pākšaugus, konstatēts (Moller, Reents, 2009), ka tie veido lielu slāpekļa iznesi ar ražu un pēc ražas novākšanas neizmantotais slāpekļis izskalojas, nenodrošinot pietiekamu N uzkrājumu sekojošajam kultūraugam. Lai situāciju labotu, tiek rekomendēta starpkultūras vai zaļmēslojuma augu audzēšana. Pēc zirņu ražas novākšanas iesējot tauriņziežus (vīķus vai arī zirņus maisījumā ar eļļas rutku), to biomasā, atkarībā no augsnes un audzēšanas ilguma, uzkrājas 56–108 kg ha<sup>-1</sup> N, bet bioloģiski saistītais slāpekļis veidojas vēl 30–70 kg ha<sup>-1</sup> N. Kad zaļmēslojums tika iestrādāts augsnē, vairāk minerālā slāpekļa konstatēja variantos ar tauriņziežiem, nevis maisījumos ar eļļas rutku. Zaļmēslojuma iestrāde rudenī pirms ziemas kviešu sējas radīja augstāku nitrātu koncentrāciju augsnē līdz pat 1.5 m dziļumam, tomēr pamatā šo slāpekli uzņēma ziemas kvieši. Pavasarī pirms kartupeļu stādīšanas iestrādātais zaļmēslojums nav radījis nitrātu izskalošanos. Gan kartupeļi, gan arī kvieši labi izmantoja ar tauriņziežu zaļmēslojumu iestrādāto slāpekli un deva ražas pieaugumu pat salīdzinājumā ar tauriņziežu–eļļas rutka maisījumu.

**Slāpekļa izskalošanās no ganību zelmeņiem.** Ganību zelmeņu botāniskais sastāvs var būt diezgan daudzveidīgs, tomēr to kvalitāti lielā mērā raksturo tauriņziežu, parasti baltā āboliņa, klātbūtne. Pateicoties tam arī ganību augsnē uzkrājas simbiotiski saistītais slāpekļis. Taču tauriņziežu īpatsvars un arī slāpekļa saistīšana ir atkarīga no minerālā slāpekļa savienojumu koncentrācijas augsnē, kas ganībās saistīta ne tikai ar mēslojuma lietošanu, bet arī ļoti lielā mērā ar dzīvnieku urīnā un ekskrementos esošā slāpekļa nonākšanu uz augsnes ganību perioda laikā. Šie slāpekļa resursi paaugstina zelmeņa produktivitāti un palielina slāpekļa saturu ganību zālē. Lielākā daļa dzīvnieku ar barību uzņemtā slāpekļa atgriežas atpakaļ ganībās. Tādējādi slāpekļa ienese bieži vien ievērojami pārsniedz tā iznesi ar patērēto zāli, un augsnē veidojas ievērojams slāpekļa pārpalikums, kas pakļauts izskalošanās riskiem (Loiseau *et al.*, 2001; Ledgard *et al.*, 2009).

Noskaidrots (Ledgard, 2001), ka nitrātu izskalošanās no ganībām pieaug eksponenciāli, pieaugot ar mēslojumu un bioloģisko saistīšanu veidotajai ienesei. Urīna slāpekļa īpatsvars izskalošanās zudumos var sastādīt pat līdz 70–90%. Liela ietekme ir arī slāpekļa mēslojumam. Piemēram, no āboliņa–stiebrzāļu ganībām, kas mēslotas ar 0, 207 un 410 kg ha<sup>-1</sup> N gadā, izskalošanās zudumi attiecīgi sastādījuši 30, 63 un 130 kg ha<sup>-1</sup> N gadā. Zudumi atšķirīgos apstākļos var svārstīties no 5 līdz 200 kg ha<sup>-1</sup> N gadā. Intensīvāka izskalošanās novērojama periodos ar lielāku nokrišņu daudzumu, kā arī tad, kad augi slāpekli patērē mazāk, bet vairāk tas uzkrājas augsnē (Ledgard *et al.*, 2009). Parasti izskalošanās konstatēta nitrātu veidā, taču ir arī dati par diezgan ievērojamiem slāpekļa zudumiem šķīstošu organisko, slāpekli saturošo savienojumu veidā (Jones *et al.*, 2004). No tauriņziežu ganībām, kur zelmenis attīstās, pateicoties slāpekļa bioloģiskai saistīšanai, izskalošanās zudumi var būt gandrīz divreiz mazāki salīdzinājumā ar stiebrzālēm, kas mēslotas ar atbilstošu slāpekļa normu – attiecīgi 24 un 47 kg ha<sup>-1</sup> N gadā. Ar laiku zudumi no āboliņa–stiebrzāļu zelmeņa vēl samazinās, jo krītas tā produktivitāte, samazinās slāpekļa fiksācija, un līdz ar to mazāk slāpekļa ganībās nonāk arī ar dzīvnieku izdalījumiem (Eriksen *et al.*, 2004).

Izmēģinājumos Jaunzēlandē (Malcolm *et al.*, 2014) iegūti interesanti dati par ganību zelmeņa botāniskā sastāva ietekmi uz nitrātu izskalošanos. Salīdzināti 4 stiebrzāļu–āboliņa maisījumi: daudzgadīgā airene/baltais āboliņš, niedru auzene/baltais āboliņš, viengadīgā airene/baltais āboliņš un minēto stiebrzāļu–baltā un sarkanā āboliņa mists. Rezultāti parādījuši būtisku lietoto stiebrzāļu veida ietekmi uz nitrātu koncentrāciju drenu ūdenī. Slāpekļa izskalošanās zudumi zem viengadīgās airenes/baltā āboliņa zelmeņa bijuši par 24–54% zemāki salīdzinājumā ar

pārējiem trim zāļu maisījumiem. Citā publikācijā (Luscher *et al.*, 2013) minēts, ka arī tauriņziežu suga ietekmē slāpekļa izskalošanos no ganību augsnes – lucernas–stiebrzāļu maisījums izrādījies efektīvāks (mazāki zudumi) nekā baltā āboliņa–stiebrzāļu maisījuma zelmenis.

**Slāpekļa zudumi pēc zālāju lauku aparšanas.** Ganību zelmeņa atjaunošana vai daudzgadīgo zālāju iekļaušana augu sekā vienmēr ir saistīta ar augsnes apstrādi, līdz ar to liels daudzums augu virszemes atlieku un sakņu masas tiek pakļauts pārveides procesiem. Iearto zālāju (noganīto vai nopļauto) atlieku mineralizācijas process sastāv no divām fāzēm: sākumā 160 līdz 230 dienu laikā notiek strauja jaunienestās organiskās vielas mineralizācija, bet turpmākajā periodā mineralizācijas intensitāte samazinās 2–7 reizes (Vertes *et al.*, 2007). Kā liecina literatūras dati (Djurhuus, Olsen, 1997; Davies *et al.*, 2001; Ball *et al.*, 2007; Necpalova *et al.*, 2013), pēc dabisko un kultivēto zālāju aparšanas, neatkarīgi no to botāniskā sastāva, strauji palielinās minerālā slāpekļa koncentrācija augsnē visos gadījumos. Minerālā slāpekļa saturs augsnē samazinās tikai tad, kad lauks jau ir no jauna apsēts un augi sāk izmantot mineralizācijas rezultātā atbrīvotos slāpekļa resursus. Sakarā ar lielo slāpekļa uzkrājumu zālāju augsnēs, to renovācija var īslaicīgi palielināt minerālā slāpekļa saturu, un tas var sasniegt pat vairāk nekā 200 kg ha<sup>-1</sup> N. Šo pieaugumu izraisa: 1) augu atlieku un sakņu mineralizācija pēc lauka aparšanas; 2) īslaicīgs vai ilgāks slāpekļa resursu patēriņa apstākums, kad nenotiek to uzņemšana augos (tās var būt pāris nedēļas, ja tūlīt veic pārsēšanu, vai turpināties līdz pat nākamajam pavasarim, kad lauku apsēs); 3) augsnes apstrādes radītu labvēlīgu apstākļu izveidošanās augsnes mikroorganismiem, kas veic organisko vielu mineralizāciju, un augstais slāpekļa saturs organiskajā materiālā. Kopējie slāpekļa zudumi periodā, kad notiek mineralizācija, ir ievērojami un var sasniegt 130–254 kg ha<sup>-1</sup> N. Galvenie pasākumi, kas ierobežo iearstās organiskās vielas mineralizācijas procesā izveidojušos minerālā slāpekļa krājumu zudumus un vides piesārņošanu, ir pareiza aršanas laika izvēle un ganību perioda pārtraukšana apmēram 6 nedēļas pirms lauka aparšanas, lai apturētu papildus dzīvnieku urīna nokļūšanu augsnē. Tāpat vērā ņemami pasākumi ir arī starpkultūru audzēšana un mineralizācijas perioda saskaņošana ar augu slāpekļa uzņemšanu.

Irījā (Davies *et al.*, 2001) veiktos pētījumos vērtēta tauriņziežu saistītā slāpekļa ietekme uz vides kvalitāti pēc lauka aparšanas, kas izraisa augsnē nonākušo organisko vielu mineralizāciju. Salīdzināta stiebrzāļu un āboliņa–stiebrzāļu maisījuma mineralizācija, minerālā slāpekļa uzkrāšanās ražā, izskalošanās un zudumi no augsnes pēc lauka aparšanas gan atstājot to neapsētu, gan arī zālāju pārsējot no jauna. Iegūtos rezultātus raksturo 4. tabulā ievietotie dati par slāpekļa izskalošanās zudumiem no augsnes.

4. tabula  
Slāpekļa izskalošanās zudumi 1. un 2. gadā pēc zālāja aparšanas (pēc Davies *et al.*, 2001)

Kultūraugi / agrotehnika	Zudumi no augsnes, kg ha <sup>-1</sup> N–NO <sub>3</sub>	
	1. gadā	2. gadā
Stiebrzāles (bez atjaunošanas)	0.7	1.3
Stiebrzāles (uzarts un pārsēts)	44.3	1.3
Stiebrzāles (uzarts un atstāts neapsēts)	250.6	296.3
Āboliņš–stiebrzāles (bez atjaunošanas)	3.9	1.2
Āboliņš–stiebrzāles (uzarts un pārsēts)	49.9	0.5
Āboliņš–stiebrzāles (uzarts un atstāts neapsēts)	106.8	197.4

Kā redzams, tad no augsnes zem zelmeņa, kas satur tauriņziežus, izskalošanās zudumi bija nedaudz lielāki, taču izmēģinājuma kļūdas robežās. Pēc zālāja aparšanas lielāki nitrātu zudumi novēroti stiebrzāļu zelmeņa gadījumā. Mazāka mineralizācijas intensitāte āboliņa–stiebrzāļu variantā tiek skaidrota ar zemu slāpekļa saturu zāļu maisījuma sakņu masā, kas izraisa pastiprinātu slāpekļa imobilizāciju pēc zelmeņa iearšanas. Arī citi autori (Bending, Turner, 1999) ir konstatējuši: ja N saturs aires saknēs ir zem 1%, visā inkubācijas eksperimenta laikā (168 dienas) ir notikusi N imobilizācija. Par kritisko N saturu tauriņziežu saknēs, pie kura sākas slāpekļa imobilizācija, tiek nosaukti 2.3% N, taču ir sastopami apgalvojumi, ka N saturs 1.34–2.53% četru dažādu tauriņziežu saknēs ir nodrošinājis to „neto” mineralizāciju. Pētniece S. Gunnarsone izsaka pieņēmumu, ka slāpekļa imobilizācija šajos eksperimentos visticamāk bija saistīta nevis ar zemāku



slāpekļa saturu āboliņa–tauriņziežu zelmeņa sakņu masā, bet gan ar lielāku vienkāršo cukuru saturu zāļu maisījuma augu atliekās, kuru sadalīšanās arī izraisīja slāpekļa imobilizāciju un mazākus izskalošanās zudumus (Gunnarsson, 2003).

Nīderlandē (Velthof *et al.*, 2010) veikti izmēģinājumi, kas parāda daudzgadīgo zālāju atjaunošanas metodes un laika ietekmi uz nitrātu izskalošanos un slāpekļa oksīdu emisiju no augsnes. Salīdzinot zālāju renovācijas laika ietekmi uz nitrātu izskalošanos, konstatēts, ka pavasarī iearts zālājs rada mazāku minerālā slāpekļa uzkrājumu augsnē un arī izskalošanās zudumus, nekā veicot šos pasākumus rudenī. Lai gan arī renovācija pavasarī rada nitrātu slāpekļa satura strauju pieaugumu uz vairākām nedēļām līdz pat mēnesim, atjaunojoties zelmenim, slāpekļis tiek patērēts biomasas veidošanai. Vislielākais nitrātu uzkrājums veidojās, kad pēc zālāju aparšanas rudenī tā pārsēšana tika atlikta uz pavasari. Minerālā slāpekļa uzkrājums augsnē rudenī kalpo kā labs indikators potenciālajiem nitrātu izskalošanās zudumiem pavasarī, kad nitrātu koncentrācija var sasniegt pat  $80 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3$ . Tiek uzskatīts, ka, notiekot organisko vielu mineralizācijai augsnē, nozīmīgs slāpekļa izskalošanās komponents bez nitrātiem ir arī šķīstošie organiskie slāpekļa savienojumi, kuru veidošanās ir proporcionāla N mineralizācijas intensitātei. Izmēģinājumos Nīderlandē pastiprināta organisko N savienojumu uzkrāšanās augsnes profilā un izskalošanās periodā pēc zālāju pārsēšanas nav konstatēta, lai gan to krājumi mālainā augsnē bija virs  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ , bet smilšainā ap  $60\text{--}80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ .

Atjaunojot stiebrzāļu un āboliņa–stiebrzāļu laukus Skotijā (Davies *et al.*, 2001), nitrātu izskalošanās zudumi pēc to pārsēšanas sastādīja  $44\text{--}50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ . Tas atbilst Lielbritānijā noteiktajam pieļaujamajam līmenim, jo jāņem vērā, ka zālāju pārsēšanu veic apmēram reizi 7 gados, tādējādi vidēji gadā zudumi sastāda vien aptuveni  $7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ . Pārsēšana parasti tiek veikta vai nu pavasarī vai vasaras beigās, kad temperatūras un mitruma apstākļi ir labvēlīgi jauna zelmeņa attīstībai un līdz ar to minerālā slāpekļa uzņemšanai augos, tādējādi samazinot nitrātu izskalošanās riskus.

Svarīgs aspekts, kas būtu jāievēro kā tauriņziežu, tā arī citu kultūraugu audzēšanas sistēmās, ir divu procesu sinhronizācija – augu atlieku mineralizācija un radušos slāpekļa savienojumu saistīšana nākamā kultūrauga biomasā. Diemžēl minerālā slāpekļa atbrīvošanās no organiskās vielas un mēslojuma nesākas ar kultūrauga sēju un nebeidzas ar tā novākšanu, bet viengadīgie augi slāpekli intensīvi izmanto tikai īsu brīdi, 1–2 mēnešus. Pētījumi rāda, ka no slāpekļa, ko atstāj priekšaugi, nākamais kultūraugs var izmantot mazāk nekā 15–20%. Lai palielinātu mineralizētā slāpekļa izmantošanos, tiek rekomendēts augsekās iekļaut daudzgadīgos zālaugus ar labi izveidotu dziļu sakņu sistēmu, kas akumulētu slāpekli un mazinātu izskalošanos. Kā piemērots augs tiek minēta lucerna, kas spēj uzņemt nitrātus no augsnes līdz pat 3 m dziļumam. Tāpat noderīga ir starpkultūru ieviešana, pasējas augi, kas neļauj ilgstoši atstāt augsnes slāpekļa resursus bez izmantošanas (Crews, Peoples, 2005).

Pētījumu rezultāti ir dažādi, dažkārt pat pretrunīgi, tomēr jāņem vērā, ka tie veikti atšķirīgās augsnēs, dažādos agroklimatiskajos un hidroloģiskajos apstākļos. Izvērtējot vairākas augkopības sistēmas pēc to potenciālajiem slāpekļa zudumiem, kā jutīgākais tiek atzīmēts tauriņziežu zaļmēslojuma/starpkultūras/mulčas variants, jo tauriņzieži saista atmosfēras molekulāro slāpekli un maz izmanto augsnes minerālo slāpekli, savukārt N zudumi ir saistīti gan ar tauriņziežu atlieku specifisko ķīmisko sastāvu, šauru C/N attiecību, gan arī ar šī materiāla mineralizācijas periodu, sevišķi tad, ja nenotiek intensīva kultūraugu augšana un ir liels nokrišņu daudzums (Williams *et al.*, 2014).

**Pākšaugu audzēšanas ietekme uz nitrātu izskalošanos.** Dažādas tauriņziežu sugas raksturo atšķirīga atmosfēras slāpekļa saistīšanas spēja, akumulācija savā virszemes biomasā un uzkrājumu veidošana augsnē. Pastāv pieņēmums, ka pastiprināta nitrātu izskalošanās no augsnes pēc pākšaugu audzēšanas ir saistīta ar 1) pākšaugu salīdzinoši vāji attīstīto sakņu sistēmu, 2) nelielu augsnes slāpekļa resursu izmantošanu veģetācijas perioda laikā, un 3) augstu slāpekļa saturu biomasā. Pētījumā (Hauggaard-Nielsen *et al.*, 2009) noskaidrots, ka lielāko daļu no pākšaugu biomasā uzkrātā slāpekļa veido bioloģiski saistītais slāpekļis. Lauka pupu virszemes masā tas sastādīja 99%, lupīnas – 75%, bet zirņu – 52% no kopējā slāpekļa daudzuma biomasā. Lai mazinātu mineralizācijas un bioloģiskās fiksācijas rezultātā izveidojušos slāpekļa uzkrājumu izskalošanās risku, mērenā klimata zonā tiek praktizēta pasējas augu izmantošana pākšaugu sējumos, lai tie daļēji akumulētu augsnes minerālo slāpekli. Kā pasējas augus izmanto viengadīgo aireni, āboliņa–

stiebrzāļu maisījumu u. c. Pēc to iestrādes pakāpeniski tiek atbrīvoti tur akumulētie augu barības elementi, kas var pozitīvi ietekmēt nākamā kultūrauga ražu. Turklāt šādi pasējas augi var uzlabot arī augsnes fizikālās īpašības, gaisa un mitruma režīmu, mazināt erozijas risku, nomākt nezāles, samazināt slimību un kaitēkļu izplatību. Lizimetru izmēģinājumā nitrātu izskalošanās, audzējot pākšaugus, ir bijusi  $67.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  zem lauka pupām,  $75.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  zem lupīnas un  $83.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  zem zirņiem. Salīdzinājumam izskalošanās kontrolē zem auzām –  $59.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ . Kā atzīmē autori, pasējas augu esamība izskalošanās zudumus audzēšanas gadā nav izmainījusi, tomēr pēc augu atlieku iestrādes turpmākajā periodā mazāki zudumi vērojami variantos ar pasēju. Augsnes slāpekļa bilance, audzējot pākšaugus (bez mēslojuma lietošanas), ir bijusi negatīva lupīnas un zirņu gadījumā, bet pozitīva, audzējot pupas. Arī citā pētījumā (Thomsen *et al.*, 2001) pupas saistījušas vairāk atmosfēras slāpekļa un atstājušas vairāk N augsnē, salīdzinājumā ar zirņiem un lupīnu, tādējādi radot lielāku izskalošanās risku, ja netiek pasēti zālaugi.

**Slāpekļa savienojumu emisija.** Slāpekļa oksīdu veidošanās un emisija no augsnes ir saistīta ar minerālā slāpekļa savienojumu reducēšanās (denitrifikācijas) un oksidēšanās (nitrifikācijas) procesu gaitu, kuru veic daudzveidīgi augsnes mikroorganismi. Galvenie šo procesu noteicošie faktori ir augsnes mikrobioloģiskā aktivitāte, augsnes fizikālās īpašības un reakcija, temperatūra, mineralizācijai noderīga substrāta nodrošinājums. Tauriņzieži augsekās un dabiskos zālajos vai arī tie kā zaļmēslojuma augi papildina augsni ar bioloģiski saistīto slāpekli – līdz ar to palielina slāpekļa oksīdu veidošanās un emisijas potenciālu. Noskaidrots (Williams *et al.*, 2014), ka, audzējot tauriņziežus, slāpekļa oksīdu emisija veidojas trīs dažādos procesos: a) denitrifikācijas procesā, kas notiek gumiņos; b) bioloģiski saistītā slāpekļa nitrifikācijas un denitrifikācijas rezultātā; c) ar slāpekli bagāto augu atlieku sadalīšanās procesā, kura rezultātā veidojas minerālā slāpekļa savienojumi. Kopējo slāpekļa oksīdu daudzumu, kas veidojas tauriņziežu veģetācijas perioda laikā, raksturo 5. tabulā redzamais literatūras datu apkopojums (Jensen *et al.*, 2011). Pārskata autori norāda, ka atmosfērā izdalīto slāpekļa oksīdu daudzums ir salīdzinoši niecīgs, turklāt jāņem vērā, ka arī pati augsne, neņemot vērā veģetācijas ietekmi, gadā vidēji emitē  $1.2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ , bet atkarībā no augsnes īpašībām un apstākļiem, emisija variē no 0.03 līdz  $4.8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ .

5. tabula

N<sub>2</sub>O emisija veģetācijas periodā (pēc Jensen *et al.*, 2011)

Agroekosistēma	Kultūraugi	N – N <sub>2</sub> O, kg ha <sup>-1</sup>
Zālāji	Mēslošanas stiebrzāļu ganības	4.5 (0.3–18.6)
	Āboliņa–stiebrzāļu zelmenis	0.5 (0.1–1.3)
Tauriņziežu zelmeņi	Lucerna	2.0 (0.7–4.6)
	Baltais āboliņš	0.8 (0.5–0.9)
Pākšaugi	Lauka pupas	0.4
	Lupīna	0.05
	Lauka zirņi	0.7 (0.4–1.7)
	Soja	1.6 (0.3–7.1)

Līdzīgi kā slāpekļa izskalošanās no augsnes, arī emisija pastiprināti notiek tad, kad augsnē nonāk vai veidojas lielāki minerālā slāpekļa krājumi, ko nespēj patērēt augi. Piemēram, lielāks tauriņziežu īpatsvars ganību zelmeņos, dzīvnieku atstātie ekskrementi un urīns un arī denitrifikācija, ko veicina anaerobi apstākļi dzīvnieku sablīvētā mitrā augsnē, slāpekļa oksīdu emisiju būtiski palielina un tā var sasniegt pat  $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ , taču, ja ganību zelmeņi vēl papildus tiek mēsloti, tad emisija tuvojas  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$  (Ledgard *et al.*, 1999; Eckard *et al.*, 2003; Hyde *et al.*, 2006; Luo *et al.*, 2008).

Būtiski slāpekļa emisiju ietekmē arī tauriņziežu zālāju, zaļmēslojuma augu un starpkultūru iearšana augsnē, kas izraisa mineralizācijas straujāku norisi, bet līdz ar to arī augsnes mikrobioloģisko aktivitāti – pastiprinās gan nitrifikācijas, gan arī denitrifikācijas procesi. Līdz ar to īslaicīgi, taču strauji pieaug gan slāpekļa oksīdu veidošanās, gan arī to emisija. Pētījumā Lielbritānijā (Ball *et al.*, 2007) ganību atjaunošanas laikā pēc zelmeņa iearšanas emisija dienā sastādījusi no 20 g līdz pat  $150 \text{ g ha}^{-1} \text{ N}$  un palielinājusies, pieaugot temperatūrai un palielinoties nokrišņu daudzumam. 17 mēnešu laikā šie zudumi veidoja ap  $8 \text{ kg ha}^{-1}$ , taču šo daudzumu varēja

samazināt, ja kādu laiku pirms aparšanas zelmeņa noganīšana tika pārtraukta un mazinājās dzīvnieku atstāto izdalījumu masa un līdz ar to arī slāpekļa ienese. G. L. Velthofs ar pētnieku grupu atzīmē, ka, atjaunojot zālājus, slāpekļa oksīdu emisija var turpināties no dažām nedēļām līdz pat vairākiem mēnešiem (Velthof *et al.*, 2010). Turklāt būtiski vairāk slāpekļa šādā veidā zūd no smaga granulometriskā sastāva augsnēm, kā arī tad, ja zālāji tiek pārsēti rudenī, kad ir vairāk nokrišņu.

Neskatoties uz to, ka atsevišķos periodos slāpekļa oksīdu emisija no tauriņziežu platībām var palielināties, slāpekļa zudumi emisijas rezultātā ir ievērojami zemāki, nekā tam izskalojoties. Kā norāda IPCC (*Intergovernmental Panel of Climate Change*), emisijas zudumi nevar būtiski ietekmēt ekoloģisko situāciju un klimata pārmaiņas, tāpēc šī organizācija ir izslēgusi tauriņziežu fiksēto slāpekli kā potenciālo N<sub>2</sub>O avotu no emisijas aprēķina vadlīnijām (Williams *et al.*, 2014).

### Kopsavilkums

Tauriņziežu audzēšana atstāj būtisku ietekmi uz slāpekļa apriti augsnē. Palielinās bioķīmiski aktīvo slāpekļa savienojumu krājumi, mainās augsnes bioloģiskie režīmi, tiek ietekmēta organisko vielu mineralizācijas–humifikācijas gaita un citi procesi. Tas ietekmē ne tikai šajās platībās audzēto kultūraugu apgādi ar tiem nepieciešamajiem slāpekļa savienojumiem, bet arī nosaka iespējamās vides riskus. Dažādās tauriņziežu sugas, to audzēšanas agrotehnika, ārējās vides apstākļi, sējumu secība u. c. agronomiskās prakses īpatnības ietekmē šo procesu virzību un iespējamās sekas. Tās ir jāprot novērtēt un ņemt vērā, plānojot agronomiskās darbības, lai saimniekošanas prakse atbilstu Labas Lauksaimniecības un Integrētas augsnes auglības pārvaldības modelim.

### Izmantotā literatūra

1. Adamovičs A., Klāsens V. (2003). Lopbarības tauriņziežu atmosfēras slāpekļa saistīšanas produktivitāte lesivētās brūnaugsnēs. *Agronomijas Vēstis*, Nr. 5, 132.–137. lpp.
2. Baggs E. M., Watson C. A., Rees R. M. (2000). The fate of nitrogen from incorporated cover crop and green manure residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 56, p. 153–163.
3. Ball B. C., Watson C. A., Crichton I. (2007). Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use and Management*, Vol. 23, p. 145–155
4. Bending G. D., Turner M. K. (1999). Interaction of biochemical quality and particle size of crop residues and its effect on the microbial biomass and nitrogen dynamics following incorporation into soil. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 29, p. 319–327.
5. Breland T. A. (1994). Enhanced mineralization and denitrification as a result of heterogeneous distribution of clover residues in soil. *Plant and Soil*, Vol. 166, p. 1–12.
6. Carlsson G., Huss-Danell K. (2003). Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil*, Vol. 253, p. 353–372.
7. Crews T. E., Peoples M. B. (2004). Legume versus fertilizer sources of nitrogen: ecological trade and human needs. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 102, p. 279–297.
8. Crews T. E., Peoples M. B. (2005). Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand be improved in legume and fertilizer-based agroecosystems? A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 72, p. 101–120.
9. Davies M. G., Smith K. A., Vinten A. J. A. (2001). The mineralisation and fate of nitrogen following ploughing of grass and grass-clover swards. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 33, p. 423–434.
10. Di H. J., Cameron K. C. (2002). Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 64, p. 237–256.
11. Djurhuus J., Olsen P. (1997). Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management*, Vol. 13, Issue 2, p. 61–67.
12. Eckhard R. J., Chen D., White R. E., Chapman D. F. (2003). Gaseous nitrogen loss from temperate perennial grass and clover dairy pastures in South-eastern Australia. *Australian Journal of Agricultural Research*, Vol. 54, p. 561–571.
13. Eriksen J., Jensen L. S. (2001). Soil respiration, nitrogen mineralization and uptake in barley following cultivation of grazed grasslands. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 33, p. 139–145.

14. Eriksen J., Vinther F. P., Soegaard K. (2004). Nitrate leaching and N<sub>2</sub>-fixing in grasslands of different composition. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, Vol. 142, p. 141–151.
15. Gunnarsson S. (2003). *Optimisation of N release – influence of plant material chemical composition on C and N mineralisation*. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 54 p.
16. Hauggaard-Nielsen H., de Neergaard A., Jensen L. S. *et al.* (1998). A field study of nitrogen dynamics and spring barley growth as affected by the quality of incorporated residues from white clover and ryegrass. *Plant and Soil*, Vol. 203, p. 91–101.
17. Hauggaard-Nielsen H., Mundus S., Jensen E. S. (2009). Nitrogen dynamics following grain legumes and subsequent catch crops and the effects on succeeding cereal crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 84, p. 281–291.
18. Hyde B. P., Hawkins M. J., Fannig A. F., Noonan D. *et al.* (2006). Nitrous oxide emissions from fertilized and grazed grassland in the south of Ireland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 75, p. 187–200.
19. Jarvis S. C. (1996). Future trends in nitrogen research. *Plant and Soil*, Vol. 181, p. 47–56.
20. Jensen E. S. (1994). Mineralisation–immobilization of nitrogen with low C:N ratio plant residues with different particle size. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 26, p. 519–521.
21. Jensen E. S., Peoples M., Boddey R. M., Gresshoff M. J., Hauggaard-Nielsen H., Alves B. J. R., Morrison M. J. (2011). Legumes for the mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 32, p. 329–364.
22. Jones D. L., Shannon D., Murphy D. V., Farrar J. (2004). Role of dissolved organic nitrogen (DON) in soil N cycling in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 36, p. 749–756.
23. Kogel-Knabner I. (2002). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 34, p. 139–162.
24. Korsaeht A., Henriksen T. M., Bakken L. R. (2002). Temporal changes in mineralization and immobilization of N during degradation of plant material: implications for the plant supply and nitrogen losses. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 34, p. 789–799.
25. Ledgard S., Schils R., Eriksen J., Luo J. (2009). Environmental impacts of grazed clover/grass pastures. *Irish Journal of Agricultural and Food Research*, Vol. 48, p. 209–226.
26. Ledgard S. F. (2001). Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil*, Vol. 228, p. 43–59.
27. Ledgard S. F., Penno J. W., Sprosen M. S. (1999). Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as affected by nitrogen fertilizer application. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, Vol. 132, p. 215–225.
28. Loisean P., Carrere P., Lafarge M., Delfy R., Dublanche J. (2001). Effect of soil-N and urine-N on nitrate leaching under pure grass, pure clover and mixed grass/clover swards. *European Journal of Agronomy*, Vol. 14, p. 113–121.
29. Luo J., Ledgard S. F., de Klien C. A. M., Lindsey S. B., Kear M. (2008). Effects of dairy farming intensification on nitrous oxide emission. *Plant and Soil*, Vol. 309, p. 227–237.
30. Luscher A., Mueller-Harvey I., Soussana J. F., Rees R. M., Peyraud J. L. (2013). Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe. *In: The role of grasslands in a green future. Threats and Perspectives in less favoured areas*. Proceedings of the 17<sup>th</sup> Symposium of the European Grassland Federation, Akureyri, Iceland, 23–26 June 2013. p. 3–29.
31. Malcolm B. J., Cameron K. C., Di H. J., Edwards G. R., Moir J. L. (2014). The effect of four different pasture species compositions on nitrate leaching losses under high N loading. *Soil Use and Management*, Vol. 30, p. 58–68.
32. Marstorp H., Kirchmann H. (1991). Carbon and nitrogen mineralization and crop uptake of nitrogen from six green manure legumes decomposing in soil. *Acta Agriculturae Scandinavica*, Vol. 41, p. 243–252.
33. Moller K., Reents H. J. (2009). Effect of various cover crops after peas on nitrate leaching and nitrogen supply to succeeding winter wheat or potato crops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 172, Issue 2, p. 277–287.

34. Necpalova M., Casey I., Humphreys J. (2013). Effect of ploughing and reseeded of permanent grassland on soil N, N leaching and nitrous oxide emissions from a clay-loam soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 95, Issue 3, p. 305–317.
35. Nitrate and nitrite in drinking-water. *Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization, 2011. Pieejams: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf)
36. Nykanen A., Salo T., Granstedt A. (2009). Simulated cereal nitrogen uptake and soil mineral nitrogen after clover-grass leys. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 85, p. 1–15.
37. Padomes Direktīva 75/440/EEC (1975. gada 16. jūnijs) par dzeramā ūdens ieguvei paredzētā virszemes ūdens kvalitāti dalībvalstīs. Publicēts 25.07.1975. Pieejams: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/LV/TXT/PDF/?uri=CELEX:31975L0440&from=en>
38. Padomes Direktīva 91/676/EEK (1991. gada 12. decembris) attiecībā uz ūdeņu aizsardzību pret piesārņojumu, ko rada lauksaimnieciskas izcelsmes nitrāti. Publicēts 31.12.1991.
39. Peeters A., Parente G., Le Gall A. (2006). Temperate legumes: key-species for sustainable temperate mixtures. *Grassland Science in Europe*, Vol. 11, p. 205–220. Pieejams: <http://www.seepastos.es/docs%20auxiliares/Actas%20Reuniones%20escaneadas/Proceedings/sessions/Session%202/2.205.pdf>
40. Quamada M., Cabrera M. L. (1997). Temperature and moisture effects on C and N mineralization from surface applied clover residue. *Plant and Soil*, Vol. 189, p. 127–137.
41. Recous S., Mary B., Faurie G. (1990). Microbial immobilisation of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 22, p. 913–922.
42. Rochon J. J., Doyle C. J., Greef J. M., Hophins A. *et al.* (2004). Grazing legumes in Europe: a review of their status, management, benefits, research needs and future prospects. *Grass and Forage Science*, Vol. 59, p. 197–214.
43. Thomsen I. K. (2005). Nitrate leaching under spring barley influenced by the presence of a ryegrass catch crop: results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems, Environment*, Vol. 111, p. 21–29.
44. Thomsen I. K., Kjellerup V., Christensen B. T. (2001). Leaching and plant offtake of N in field pea/cereal cropping sequences with incorporation of N-15-labelled pea harvest residues. *Soil Use and Management*, Vol. 17, p. 209–216.
45. Thorup-Kristensen K., Magid J., Jensen L. S. (2003). Catch crop and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Advances in Agronomy*, Vol. 79, p. 227–302.
46. Tonitto C., David M. B., Drinkwater L. E. (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 112, p. 58–72.
47. Torstensson G., Bergstrom L., Mattsson L., Kirchmann H. (2006). Organic farming increases nitrate leaching from soils under cold-temperate conditions. 18<sup>th</sup> World Congress of Soil Science July 9–15, 2006. – Philadelphia, Pennsylvania, USA. Available at: <https://crops.confex.com/crops/wc2006/techprogram/P15764.HTM>
48. Velthof G. L., Hoving I. E., Dolfing J., Smit A., Kuikman P. J., Oenema O. (2010). Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission in intensively managed grasslands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 86, p. 401–412.
49. Verbyliene I. (2014). *Effects of agricultural practices on migration of chemical elements in sandy loam Luvisol*. Summary of Doctoral Dissertation. Agricultural Science, Agronomy (01 A). Akadēmija. 32 p.
50. Vertes F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S. (2007). Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. *Grassland Science in Europe*, Vol. 12, p. 227–246.
51. Vinther F. P., Jensen E. S. (2000). Estimating legume N<sub>2</sub> fixation in grass-clover mixtures of a grazed organic cropping system using two <sup>15</sup>N methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 78, p. 139–147.

52. Williams M., Roth B., Pappa V., Rees R (2014). Nitrogen and phosphorus losses from legume-supported agriculture. *In*: Williams M., Stout J., Roth B., Cass S., Pappa V., Rees R. *Environmental implications of legume cropping*. Legume Futures Report 3.7. Available from [www.legumefutures.de](http://www.legumefutures.de)

## METĀNA EMISIJAS LOPKOPIBAS NOZARĒ UN TO SAMAZINĀŠANAS IESPĒJAS

Lilija Degola, Aiga Trūpa, Elita Aplociņa

LLU, Agrobiotehnoloģijas institūts

[lilija.degola@llu.lv](mailto:lilija.degola@llu.lv), [aiga.trupa@llu.lv](mailto:aiga.trupa@llu.lv), [elita.aplocina@llu.lv](mailto:elita.aplocina@llu.lv)

Metāna (CH<sub>4</sub>) emisija atmosfērā rodas no fermentācijas atgremotāju dzīvnieku zarnās, kā arī no nepareizi uzglabātiem un izkliedētiem kūtsmēsliem. CH<sub>4</sub> izdalīšanās ir saistīta ar barības devu un tās sastāvu. Atgremotājiem dzīvniekiem spureklī no rupjās barības galvenokārt veidojas acetāts. Tomēr atgremotājiem ir raksturīgs metānu veidojošs process, kas ievērojami samazina enerģijas daudzumu, ko dzīvnieks iegūst no rupjās barības. Metāna izdalīšanās no organisma notiek atgremotājiem dzīvniekiem: govīm, aītām un kazām, kuriem 2–12% no barības kopējās enerģijas vai 8–12% no sagremojamās enerģijas daudzuma zaudē ar metānu CH<sub>4</sub>. Intensīvajā lopkopībā metāna zudumi ir 3–7% no barības bruto enerģijas (Martin *et al.*, 2008). Izbarojot atgremotājiem dzīvniekiem vairāk rupjo barību, īpaši sienu, veidojas vairāk CH<sub>4</sub>, turklāt, izēdinot no pāraugušas zāles gatavotu sienu vai skābbarību, kurai ir augsts kokšķiedras, īpaši NDF saturs, metāna veidošanās būtiski palielinās. Vidēji uz 100 kg dzīvmasas slaucamā govīs patērē 1.2 kg NDF. Jo smagāka govīs, jo lielāks NDF patēriņš, augstāka metāna izdalīšanās, taču arī izslauktā piena daudzums bieži vien ir lielāks. Rēķinot izdalītā metāna daudzumu uz piena vienību, izdevīgāk ir turēt produktīvākus dzīvniekus un izēdināt tiem labas kvalitātes rupjo lopbarību. Ap 80% piena un liellopu gaļas lopkopības saimniecību Latvijā ir nelielas (pēc CSD datiem), bieži ar nepietiekamu tehnikas nodrošinājumu, lai savlaicīgi sagatavotu kvalitatīvu lopbarību, kā arī dzīvnieku ēdināšanas tehnoloģijas nav modernas. Vairumā saimniecību barības devas aprēķina, neņemot vērā zāles lopbarības kvalitātes rādītājus. Optimizējot barības devas, papildinot tās ar nepieciešamo spēkbarības daudzumu, līdz ar to palielinot piena izslaukumu, ir iespējams būtiski samazināt arī metāna daudzumu uz saražotā piena vai gaļas vienību. Metāna izdalīšanos ietekmē arī dzīvnieku turēšanas sistēma. Ēdinot dzīvniekus pēc ekstensīvās metodes, barības devā ir vairāk siena, bieži ēdina tikai ar sienu un neredz spēkbarības, līdz ar to kopumā CH<sub>4</sub> emisija atmosfērā var būt pat līdz 8 reizēm lielāka nekā intensīvās ēdināšanas sistēmā. Metāna emisiju var samazināt, izēdinot kvalitatīvu zāles lopbarību, vairāk koncentrēto barību un barību ar augstāku tauku saturu. Pētnieki (Brask *et al.*, 2012; Grainger *et al.*, 2011) ir pierādījuši, ka, pievienojot barības devai taukskābes, iespējams īslaicīgi samazināt metāna emisijas, kā arī palielināt izslaukumu. L. Alstrupa kopā ar citiem pētniekiem pierādījusi, ka metāna ražošana pieaug līdz ar laktācijas dienām, bet sezona var ietekmēt metāna emisijas sakarā ar sausnes uzņemšanu, lopbarības sastāva izmaiņām un kokšķiedras palielināšanos (Alstrup *et al.*, 2013). Metāna emisiju var samazināt, izēdinot vairāk koncentrēto barību, īpaši barību ar augstāku tauku saturu. M. Kirhgesners un citi zinātnieki ir aprēķinājuši, ka, palielinot barības devā tauku īpatsvaru no 3% uz 5%, metāna emisiju ir iespējams samazināt par 17% (Kirhgesner *et al.*, 1995). Nepiesātinātās taukskābes samazina metāna izdalīšanos, taču palielināta taukskābju lietošana var būt par iemeslu tam, ka samazinās piena kvalitāte un pasliktinās dzīvnieku veselība. Tomēr šai ziņā ir nepieciešami pētījumi un jaunu tehnoloģiju attīstīšana, kā arī zemnieku informēšana un nodrošināšana ar ieteikumiem attiecīgo aprēķinu veikšanai. Pēc citu zinātnieku pētījumiem, sabalansējot barības devu un (Martinet *et al.*, 2008) pievienojot barībai polinepiesātinātās taukskābes augu eļļas veidā, ir iespējams emisijas samazināt pat par vienu trešdaļu. Samazināts piena izslaukums, ieviešot pasākumus emisijas samazināšanai, var palielināt piena produktu cenu, jo palielināsies izmaksas, t. sk. veterinārās izmaksas uz produkcijas vienību (Krejšmane, 2011). Mazāku slogu zemei sagādā zālējādži, kas ganās zemeslodes siltākajā daļā: tiem nav jāspaidās pusgadu pa kūti, liesās ganības nodrošina govīs, aitas un kazas, kuru atraugas satur metānu, ar vieglāk sagremojamu zāli, tādēļ, pēc zinātnieku teiktā, to izraisītais posts esot mazāks. Turklāt, pamīšus izmantojot zemi lopkopībai un