



Augsnes kvalitāte zemes izmantošanas maiņas kontekstā

II. Augsnes fizikālās un agroķīmiskās īpašības

Soil Quality within the Context of Land Use Changes

II. Soil Physical and Agrochemical Properties

Ināra Līpenīte, Aldis Kārklīšs
LLU Augsnes un augu zinātņu institūts
Institute of Soil and Plant Sciences, LLU
e-mail: Inara.Lipenite@llu.lv

Abstract. Land use changes are one of the factors leading to the disturbance of existing equilibrium in the ecosystem, and as a result several undesirable processes might negatively influence the soil functions. Despite many investigations where different aspects of soil quality in relation to land use change are studied there is not unequivocal conception and explanation which could be applicable for all situations. Differences in soil formation, diversity of abiotic and biotic conditions, and management practice stimulate or hinder changes which are going on in soil after radical alteration of land use pattern. In many countries, including Latvia, great emphasis is put on energetic crops. Availability of productive land not used for agriculture, climate, and water resources are advantages for development of this sector. But necessity for intensive use of fertilisers, other chemicals, heavy field machinery, and radical changes in organic matter accumulation and turnover of plant nutrients are risks which should be foreseen and studied. The goal is to accumulate the advanced information for decision support as well as to develop an effective soil monitoring framework to control the situation. The present article gives a literature review and analysis of information accumulated in research publications to point out aspects which could be relevant for Latvia situation. This is the second article (the first one see on pp. 1–17 of the current issue) devoted to the possible effects of land use changes on soil quality and environmental risks.

Key words: soil indicators, energy crops, afforestation, environmental risks.

Ievads

Šajā rakstā tiek turpināts zinātniskās literatūras apskats un analīze, kas veltīti zemes lietošanas veida maiņas iespējama ietekmei uz augsnes īpašībām, kā arī uz vides riskiem (raksta pirmo daļu skat. šī krājuma 1.–17. lpp.). Mainoties zemes izmantošanas veidam, audzētajiem kultūraugiem un tehnoloģijām, augsnē tiek izjaukts ilgstošā laika posmā nostabilizējies stāvoklis. Augsne savā ģenēzē izjūt traucējumu – kādu notikumu vai tā intensitātes un periodiskuma maiņu, kuru rezultātā mainās ekosistēmas struktūra vai funkcionālais stāvoklis. Līdz ar to mainās daudzi augsnē notiekošie mikro- un mezoprocesi: fizikālie (piemēram, notiek augsnes sablīvēšanās, daļiņu pārvietošanās, ūdens kustības maiņa), ķīmiskie (vielu aprites maiņa, reakcijas maiņa u.c.) un bioloģiskie (citu sugu ienākšana ekosistēmā, mainās apstākļi mikroorganismu darbībai, to barības vielu nodrošinājums u.c.). Daļa no šiem procesiem norit straujāk, citi lēnāk, daļai atkārtota stabilizācija iestājas

ātrāk, citiem ilgstošākā laika posmā. Tādējādi augsnē veidojas noteiktu īpašību maiņa, turklāt dažas no tām ir iespējams konstatēt ātrāk, citas var izpausties tikai pēc gadiem. Lai tomēr šīs konsekvences paturētu redzeslokā un lai pēc gadiem, veicot radikālus pasākumus, nepiedzīvotu nepatīkamus pārsteigumus, savlaicīgi jāveic atbilstoši pētījumi un jāapzina iespējamie riski.

Daudzās valstīs, tai skaitā arī Latvijā, lielas cerības tiek liktas uz tā saukto enerģijas kultūraugu (enerģētisko augu) audzēšanu. Latvijai ir priekšnoteikumi šīs nozares attīstībai: tradicionālo energoresursu ierobežota pieejamība, lielas platības produktīvu zemju, kuras pašlaik nav nepieciešamas pārtikas ražošanai, atbilstošs klimats un augsnes auglība. Taču lai enerģētisko augu audzēšana sevi attaisnotu, nepieciešams intensīvi pielietot ķīmiskos līdzekļus, uz augsni jāattīsta arī mehāniskā slodze, kā rezultātā mainās bioloģiskie procesi augsnē. Tāpēc iespējamās sekas jāapzina savlaicīgi.

Līdz ar to darba mērķis bija veikt literatūras analīzi par šiem jautājumiem, lai apzinātu iespējamās tiešās un netiešās sekas, ar ko varētu nākties saskarties šajā jomā, un lai rosinātu Latvijā uzsākt vai intensificēt atbilstošus pētījumus.

Augsnes fizikālās īpašības kā augsnis kvalitātes izmaiņu indikators

Augsnes kvalitāti un tās spēju pretoties degradācijas procesu attīstībai būtiski ietekmē augsnis fizikālās īpašības. Augsnis fizikālās īpašības raksturo augsnis cietās fāzes un poru savstarpējās sakarības augsnis masā. Augsnis cietās fāzes daļiņas dažādu fizikālu, fizikāli ķīmisku un ķīmisku faktoru iedarbības rezultātā sagrupējas, sasaistās un sakārtojas, veidojot augsnis struktūru, kas labāk vai sliktāk nodrošina augu sakņu augšanu un izplatību, sekmē vai limitē augiem nepieciešamā mitruma režīma veidošanos, nodrošina gaisa un gāzu apmaiņu starp augsnis un atmosfēru, kā arī veic virkni citu funkciju. Augsnis fizikālās īpašības ir viens no galvenajiem augsnis auglību noteicošajiem faktoriem, tādējādi līdz ar citiem faktoriem sekmējot galvenās augsnis funkcijas – ilgspējīgas lauksaimnieciskās ražošanas iespēju – realizēšanu. Līdztekus tam augsnis fizikālās īpašības būtiski ietekmē bioloģiskās daudzveidības saglabāšanas un vides kvalitātes nodrošināšanas funkcijas, nosaka vairāku augsnis degradācijas veidu intensitāti.

No augsnis fizikālo īpašību rādītājiem kā augsnis kvalitātes indikatorus literatūrā (Karlen, Mausbach et al., 1997; Ball, Campbell et al., 1997; Kladviko, 2002; De La Rosa, 2005) visbiežāk min augsnis tilpummasu, sakārtas blīvumu, struktūru un struktūragregātu stabilitāti, porainību, ūdens infiltrāciju, penetrācijas pretestību u.c.

Augsnis tilpummasa atspoguļo augsnis spēju būt par substrātu, kurā iespīezas un nostiprinās saknes, notiek ūdens un augsnis šķīduma pārvietošanās un augsnis aerācija. **Augsnis tilpummasa** kā dabiski porainas augsnis tilpuma vienības masa kalpo par augsnis porainības un sablīvētības indikatoru. Augsnis sablīvēšanos un poru tilpuma samazināšanos rada smagas tehnikas pārvietošanās īpaši palielināta mitruma apstākļos, augsnis ilgstoša apstrāde vienā dziļumā, ierobežota augu maiņa bez sakņu izvietoējuma dziļuma variācijām, augu atlieku aizvākšana vai sadedzināšana, nepārdomāta ganību sistēma. Sablīvētā augsnē vāji attīstās sakņu sistēma, augu nodrošinājums ar mitrumu un gaisu ir limitēts un līdz ar to samazinās audzēto kultūraugu

ražība. Turklāt apgrūtināta ūdens infiltrācija izraisa virszemes noteces palielināšanos, kas rada augsnis erozijas risku reljefainās vietās vai virsūdeņu uzkrāšanos līdzenos laukos. Augu augšanai optimālus apstākļus nodrošina augsnis tilpummasa¹, kas smilts augsnē ir mazāka par 1.60, putekļainā augsnē – mazāka par 1.40, un mālainā augsnē – mazāka par 1.10 g cm⁻³, bet tilpummasa, kas smilts, putekļu un māla augsnē jau ierobežo sakņu augšanu, ir attiecīgi lielāka par 1.80, 1.65 un 1.47 g cm⁻³. Dažādas augsnis apstrādes tehnoloģijas un zemes izmantošanas veidi, organiskās vielas satura izmaiņas un arī dažādi augsnē notiekošie procesi izraisa tilpummasas svārstības laikā un telpā.

Augsnis sakārtas blīvums (*packing density*) pēc būtības ir tuvs tās tilpummasai. Taču šeit tiek ņemts vērā vēl viens papildu aspekts. Augu sakņu izplatības iespējas augsnē nosaka ne tikai tās tilpummasa, bet arī granulometriskais sastāvs. Smagās augsnēs tādu poru daudzums, kas netraucē augu sakņu izplatību, ir mazāks. Tāpēc tas jāņem vērā, lai pilnīgāk raksturotu augu sakņu izplatības iespējas. Tādējādi sakārtas blīvumu (L_d , g cm⁻³) aprēķina, augsnis tilpummasas (D , g cm⁻³) rādītāju koriģējot atbilstoši māla saturam (C , %):

$$L_d = D + 0.009 \times C.$$

Augsnis sablīvēšanās izraisa nekapilāro makroporu daudzuma un poru nepārtrauktības samazināšanos, tādējādi samazinot augsnis gaisietilpību, ūdens un gaisa caurlaidību un rezultātā veicinot anaerobu apstākļu veidošanos, virszemes noteces palielināšanos un erozijas riska pieaugumu. Arī augu saknes nespēj iespiesties un izplatīties normāli, ja kopējais poru tilpums ir mazāks par 40%. Pie šāda poru tilpuma ne tikai penetrācijas pretestība ir pārāk liela, bet arī skābekļa daudzums ir nepietiekams sakņu attīstībai. Vairākās publikācijās (Jones, Spoor, Thomasson, 2003; Spoor, Tijink, Weiskopf, 2003; Huber, Prokop et al., 2008), analizējot pētījumu rezultātus, tiek nodalītas 3 sakārtas blīvuma klases: zems – <1.40 g cm⁻³, vidējs – 1.40–1.75 g cm⁻³, un augsts – >1.75 g cm⁻³. Augsnis, kuru sakārtas blīvums ir lielāks par 1.75 g cm⁻³, tiek uzskatītas par sablīvētām, un to gaisietilpība gandrīz vienmēr ir mazāka par 10% vai bieži pat mazāka par 5%. Kaufmann ar kolēģiem (Kaufmann, Tobias, Schulin, 2010), pētot augsnis fizikālo kvalitāti un kvalitātes indikatoru kritiskās robežas, atzīst, ka augsnis tilpummasai, ko parasti izmanto kā

¹ http://soilquality.org/indicators/bulk_density.html – Resurss apraksts 2011. gada 18. aprīlī.

augsnes sablīvētību raksturojošu indikatoru, nav konstatējama lineāra funkcionāla sakarība ar augu augšanu, bet sakārtas blīvuma vērtība 1.70 g cm^{-3} labi nodala augu augšanas optimālos apstākļus no augšanu limitējošiem apstākļiem.

Augsnes struktūra ir augsnes masas izkārtojums diskrētās vienībās – struktūragregātos, kurus citu no cita atdala dažāda izmēra un formas tukšumi. Struktūra nodrošina augsnes aerāciju, regulē un pārdala ūdens un augsnes šķīduma plūsmu, rada piemērotu dzīves vidi mikroorganismiem un izplatības iespējas augu saknēm. Augsnes daļiņu pārgrupējumam un stabilitātei ir svarīga nozīme organiskā oglekļa uzkrāšanās, bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā, kā arī citu svarīgu augsnes funkciju nodrošināšanā.

Struktūragregātu stabilitāte ir agregātu spēja pretoties ārējo ārdošo spēku iedarbībai. Agregātu stabilitāte ir augsnes organisko vielu saturs, reakcijas, bioloģiskās aktivitātes un augsnē notiekošās augu barības elementu aprites indikators. Augsnes mikroagregātu veidošanā par saistvielām galvenokārt kalpo specifiskās humusvielas, savukārt mikroagregātus kopā notur organiskie savienojumi, kas veidojas augsnē, mikroorganismiem sadalot svaigu organisku materiālu. Makrostruktūru stabilizējošās organiskās vielas daudz vieglāk pakļaujas mineralizācijas procesam, tāpēc praktiski jebkura iedarbība uz augsni, kas veicina mineralizāciju vai samazina organisko vielu saturu augsnē, izraisa augsnes struktūras degradāciju un līdz ar to arī augsnes kvalitātes pasliktināšanos. Augsnes struktūragregātu stabilitāti ietekmē arī ūdens un mehāniska iedarbība uz augsni.

Infiltrācija ir augsnes kvalitātes indikators, kas raksturo augsnes spēju nodrošināt ūdens iesūkšanos un kustību cauri profilam, tādējādi sekmējot ūdens pieejamību augiem un labvēlīgu vidi augsnes organismiem. Infiltrācijas spēja un ūdens izplatība augsnē ir atkarīgas no porainības, kas labi strukturētā augsnē nodrošina gan lejupejošu plūsmu, gan arī ūdens noturēšanu augsnes kapilārajās porās. Aprūtināta infiltrācija novērojama smaga granulometriskā sastāva augsnēs ar vāji izteiktu struktūru vai zemu agregātu stabilitāti. Sairstot augsnes virskārtā esošajām drupatām, dispersās daļiņas aizpilda poras, tādējādi samazinot ūdenscaurlaidību un veicinot augsnes garozas veidošanos. Ja nokrišņu daudzums pārsniedz infiltrācijas kapacitāti, ūdens vai nu sakrājas augsnes virspusē, kā rezultātā tiek traucēta augsnes aerācija, sakņu darbība un barības vielu pieejamība augiem, vai arī pārvietojas uz reljefa zemākām vietām, uzduļķojot, šķīdinot un aiznesot

līdzī augsnes daļiņas un izšķīdušās vielas. Infiltrāciju pavājina augsnes izmantošanas un apstrādes veidi, kas samazina organisko vielu akumulāciju, sablīvē augsni un atstāj to bez augu vai augu atlieku segas, tādējādi pakļaujot to erozijai.

Augsnes fizikālās īpašības visvairāk ietekmē augsnes apstrāde. Sakarā ar vides aizsardzības jautājumu aktualizēšanu un augsnes kvalitātes saglabāšanas un uzlabošanas nepieciešamību, pastiprināta uzmanība pēdējas desmitgadēs tiek veltīta augsni saudzējošu apstrādes tehnoloģiju ieviešanai. Daudzos pētījumos (Hill, 1990; Rhoton, Bruce et al., 1993; Rasmussen, 1999; Pabin, Lipiec et al., 2003; Czyz, Dexter, 2008) tiek akcentēts, ka minimāla augsnes apstrāde palielina augsnes infiltrācijas spēju, samazina virszemes noteci, aizsargā augsni no ūdens erozijas, samazina zemamkārtas sablīvēšanu, izmaina ūdens režīmu augsnē, palielina augsnes stabilitāti un sakarā ar organiskās vielas akumulāciju kopumā pozitīvi ietekmē augsnes fizikālo kvalitāti.

Tomēr atsevišķu augsnes fizikālo īpašību rādītāju izmaiņas dažādās augsnēs nereti uzrāda atšķirīgas tendences. Tā, apkopojot literatūras datus, Pikul un Aase (1995) konstatē, ka salīdzinājumā ar konvencionālo augsnes apstrādi minimāla vai bezapstrādes sistēma parasti palielina augsnes tilpummasu, taču atsevišķos gadījumos izmaiņas netiek novērotas. Arī veicot ūdens infiltrācijas pētījumus, autori konstatējuši, ka augsnes apstrādes minimizēšana uzlabojusi ūdens iesūkšanās ātrumu tikai pirmās stundas laikā, bet turpmākajā laikā infiltrācija izlīdzinājusies, neskatoties uz augsnes tilpummasas atšķirībām. Citi pētījumi (Moreno, Pelegrin et al., 1997; Pabin, Lipiec et al., 2003; Czyz, Dexter, 2008) rāda, ka augsnes apstrādes samazināšana izmaina augsnes cietās fāzes un poru attiecību, samazinot makroporu īpatsvaru. Lai gan augu nodrošinājums ar mitrumu, veicot minimālu augsnes apstrādi, uzlabojas, tas tomēr nesaglabājas ilgstoši, jo līdz ar tilpummasas palielināšanos pastiprinās arī iztvaikošana no augsnes. Turklāt, palielinoties augsnes tilpummasai, pieaug arī penetrācijas pretestība, kas nepietiekama mitruma apstākļos kavē augu attīstību. Tā, piemēram, Dānijā konstatēts (Schjonning, Thomsen, 2006), ka augsnes minimāla apstrāde ilgstošākā laika periodā izraisa penetrācijas pretestības palielināšanos augsnes virskārtā (7–10 cm) vairāk par 1.5 MPa, kas ir kritiskā robeža augu sakņu augšanai un attīstībai. Tāpat augsnē samazinās ar gaisu pildīto poru tilpums un ir aprūtināta gāzu apmaiņa. Kā atzīmē Kladivko (2002), augsnes apstrādes minimizēšanai pozitīva

ietekme uz augsnes produktivitātes saglabāšanu vērojama galvenokārt tikai vāji strukturētās, ar organisko vielu nabadzīgās augsnēs.

Pēdējās desmitgadēs, pārstrukturējot lauksaimniecību, ne tikai Latvijā, bet arī citviet Austrumeiropā, diezgan lielas agrāk intensīvi izmantotās zemes platības tiek atstātas atmatā. Literatūrā ir atrodami dati par to, kā šādas izmaiņas zemes izmantošanā ietekmē augsnes īpašības. Fizikālo īpašību uzlabošanās novērota izmēģinājumā Polijā (Pranagal, Podstawka-Chmielewska, Slowinska-Jurkiewicz, 2007), kur, podzolaugsnī atstājot atmatā uz 10 gadiem, būtiski izmainījies šīs augsnes tilpummasa, kopējā porainība, lauka ūdensietilpība, gaisa ietilpība un caurlaidība. Kā īpaši nozīmīgu autori atzīmē sablīvēšanās ievērojamu samazinājumu un ūdensietilpības pieaugumu. Taču augsnes kvalitātes izmaiņas notiek pakāpeniski un uzlabošanās parādās ne ātrāk kā 5 gadu laikā. Citos pētījumos (Lampurlanes, Cantero-Martinez, 2003) akcentēts, ka, atstājot lauku papuvē, augsnes fizikālās īpašības uzlabojas arī daudz īsākā laikā. Ieviešot papuvi, samazinājusies augsnes tilpummasa un, pateicoties vairākkārtīgiem dabīgiem mitrināšanās un izžūšanas cikliem, augsne kļuvusi irdenāka, panākta tās īpatnējās pretestības samazināšana gan augsnes apstrādes, gan arī bezapstrādes variantos.

Dabisko zālāju augsnes ir labi strukturētas un bagātas ar organiskām vielām. Zemes izmantošanas veida maiņa parasti ir saistīta ar šo augšņu struktūras noārdīšanu un pakāpenisku organisko vielu satura samazināšanos. Šie procesi ir īpaši izteikti, kad zālājus transformē aramzemē. Tā, piemēram, ganību augsnē pārsvarā ir agregāti, kas lielāki par 4 mm, bet, šo augsni kultivējot, sāk dominēt par 0.5 mm mazāki struktūragregāti, tiek novērota augsnes tilpummasas ievērojama palielināšanās, porainības, ūdens infiltrācijas un caurlaidības pavājināšanās. Velēnai raksturīgo ūdensizturīgo augsnes struktūragregātu īpatsvars augsnē līdz ar tās kultivēšanu strauji samazinās, pie kam smilts augsnēs tas notiek ātrāk, bet smagāka granulometriskā sastāva augsnēs – pakāpeniski vairāku gadu garumā. Augsnes apstrāde viskrasāk ietekmē augsnes makroagregātus, kamēr mikroagregātu īpatsvars relatīvi palielinās. Mikroagregātos ietverts salīdzinoši neliels augsnes organiskā oglekļa daudzums, turklāt šiem savienojumiem raksturīgs ievērojami ilgāks pārveidošanās periods. Savukārt lielākā daļa augsnes organiskā oglekļa un slāpekļa labilo savienojumu atrodas makroagregātu sastāvā. Līdz ar zemes transformāciju makroagregāti noārdās, atbrīvojot un

pakļaujot straujai mineralizācijai organiskās vielas, kā rezultātā ilgstoši apstrādāta augsne arvien mazāk spēj nodrošināt augus ar tiem nepieciešamajām barības vielām (Low, 1972; Elliott, 1986; Cambardella, Elliott, 1993; Six, Elliott et al., 1998; Celik, 2005; Haghghi, Gorji, Shorafa, 2010).

Ļoti krāsas augsnes kvalitātes izmaiņas vienmēr saistītas ar meža augšņu transformēšanu par aramzemi. Šāda zemes lietošanas veida maiņa galvenokārt izplatīta vietās, kur trūkst pārtikas ražošanai nepieciešamo zemju platību vai arī izstrādājot mežus. Kā liecina pētījumi dažādos pasaules reģionos (Hajabbasi, Jalalin, Karimzadeh, 1997; Xiubin, Fenli et al., 2002; Guo, Gifford, 2002; Lemenih, Karitun, Olsson, 2005), pēc augsnes apstrādes uzsākšanas bijušās meža zemēs ļoti krasi samazinās organisko vielu saturs un līdz ar to pasliktinās arī vairums augsnes fizikālo īpašību. Konstatēta, piemēram, divkārtīga augsnes tilpummasas palielināšanās, ievērojams nekapilāro poru tilpuma samazinājums, vairākkārt samazinājusies augsnes struktūragregātu stabilitāte, kas negatīvi ietekmē ūdens infiltrāciju, caurlaidību un citas hidrofizikālās īpašības. Tas visos gadījumos izraisījis dramatisku erozijas procesu intensitātes pieaugumu. Turpretī Spānijā veiktos pētījumos (Varela, De Blas, Benito, 2001) konstatēts, ka meža augsnes, kas palielināta mitruma apstākļos ir uzkrājušas augstu organisko vielu masu, pēc atmežošanas sākotnēji nav bijušas pakļautas straujām fizikālo īpašību izmaiņām. Vismazākās izmaiņas novērotas augsnes tilpummasai un kopporainībai, lai gan makroporu īpatsvars tomēr samazinājies. Kā labākie augsnes fizikālās degradācijas indikatori tiek atzīti agregātu stabilitāte un augsnes mehāniskā pretestība.

Lauksaimniecībā ilgstoši izmantoto zemju apmežošana arī būtiski ietekmē augsnē notiekošo procesu gaitu un intensitāti. Pārtraucot augsnes apstrādi, sākas augsnes cietās fāzes un poru aizņemtā tilpuma izmaiņas, kas salīdzinājumā ar aramzemi izpaužas kā tilpummasas pakāpeniska samazināšanās un kopporainības palielināšanās (Messing, Alriksson, Johansson, 1997; Compton, Boone et al., 1998; Kahle, Baum, Boelcke, 2005). Pētījumos Polijā (Olszewska, Smal, 2008) noskaidrots, ka 17 gadus pēc aramzemes apmežošanas priežu audzē augsnes tilpummasa un porainība izmainījies salīdzinoši nelielā mērā – nav konstatētas būtiskas izmaiņas nevienā augsnes horizontā. Būtiska tilpummasas samazināšanās un kopporainības palielināšanās Ah horizontā salīdzinājumā ar aramzemes Ap horizontu novērota 36 gadus vecā priežu audzē, lai gan arī pēc

tik ilga laika tikai virskārtas 0–5 cm slānī augsnes tilpummasa un kopporainība sasniegusi līmeni, kāds raksturīgs dabiskā meža humusa akumulācijas horizontam. Autori uzsver, ka vajadzīgs ilgs laiks, lai transformētā augsnes aramkārtā izveidotos meža ekosistēmai raksturīgie augsnes fizikālo parametru līmeņi. Līdzīgi secinājumi atrodami arī citu autoru pētījumos (Alriksson, Olson, 1995; Ritter, Vesterdal, Gundersen, 2003). Taču atsevišķos izmēģinājumos (Wall, Hytonen, 2005) konstatēta salīdzinoši strauja (ap 10 gadu) augsnes tilpummasas pazemināšanās un porainības palielināšanās pēc aramzemes, kā arī dabisko zālāju apmežošanas. Fizikālo īpašību uzlabošanās tiek skaidrota ar augošo koku ietekmi, uzkrājot organiskās vielas, koku sakņu ķīmiskā sastāva īpatnībām, sakņu, temperatūras un mitruma maiņas ietekmi uz augsnes masas irdināšanu apstākļos, kad vairs nenotiek augsnes mehāniska apstrāde.

Augsnes fizikālo īpašību pasliktināšanās notiek enerģētisko kultūraugu audzēšanas procesā. Tā galvenokārt saistīta ar augsnes sablīvēšanu, ko izraisa smagās tehnikas pārvietošanās plantāciju ierīkošanas un biomasas novākšanas laikā. Lielākais sablīvēšanas risks novērots smagāka granulometriskā sastāva augsnēs palielināta augsnes mitruma apstākļos, kas raksturīgi novākšanas periodam. Atkarībā no mitruma augsnes vairāk vai mazāk pakļaujas ārējo spēku iedarbībai, kuru rezultātā notiek deformācija. Iedarbības lielums atkarīgs no māla un putekļu daļiņu īpatsvara, struktūragregātu izturības, vienlādiņa katjonu īpatsvara augsnes adsorbcijas kompleksā un organisko vielu daudzuma. Nelabvēlīgas šo faktoru kombinācijas augsnē sekmē augsnes struktūras noārdīšanos, augsnes sablīvēšanos, aerācijas samazināšanos. Atkarībā no ārējo mehānisko spēku iedarbības ilguma un biežuma deformācija tiek pārnesta uz dziļākiem augsnes horizontiem, kur veidojas plākšņveida struktūra. Tā, izmēģinājumos novācot kārkļus, nekapilārās poras augsnē noārdītas pat līdz 60 cm dziļumam, tādējādi gaisa caurlaidību samazinot 3 reizes augsnes virskārtā un 2 reizes dziļākos augsnes slāņos. Rezultātā palielinājusies augsnes tilpummasa, būtiski pavājinājusies infiltrācija, un paātrinājusies augsnes erozijas attīstība.

Anaerobie apstākļi izmaina augsnes redokspotenciālu, palielinās ogļskābās gāzes koncentrācija augsnes gaisā, pastiprināti notiek slāpekļa oksīda, metāna un ogļskābās gāzes emisija (Fazekas, Horn, 2005; Hamza, Anderson, 2005; Peth, Horn, 2006; Finch, Karp et al., 2009; Blum, Gerzabek et al., 2010). Savukārt Blanco-Canqui un Lal (2009) fizikālo īpašību pasliktināšanos saista ar lielas organiskās masas aizvākšanu no lauka, kas

būtiski samazina ļoti svarīgo organisko saistvielu ienesi un veidošanos augsnē, jo tās nodrošina augsnes struktūragregātu veidošanos un to izturību. Līdz ar to noārdās augsnes struktūra, augsnes virskārta sacietē un plaisā, augsne sablīvējas un veidojas eroziju veicinoši apstākļi. Citos pētījumos (Mann, Tolbert, 2000; Kahle, Hildebrand et al., 2007) pausts nedaudz atšķirīgs viedoklis: konstatēts, ka ilgstoša biomasas augu, īpaši ātraudzīgo koku, audzēšana agrāk lauksaimniecībā izmantotā augsnē samazina augsnes tilpummasu un palielina tās porainību, taču tas neattiecas uz stādījuma ierīkošanas gadu. Tikai pakāpeniski augsnē uzkrājoties organiskajām atliekām un palielinoties organisko vielu daudzumam, autori novērojuši labvēlīgas fizikālo īpašību izmaiņas.

Agroķīmisko īpašību izmaiņas LIZ apmežošanas un enerģētisko augu kultivēšanas rezultātā

Lauksaimniecības zemju apmežošana būtiski izmaina augsnes īpašības un augu barības elementu apriti. Pirmkārt, radikāli samazinās lauksaimniecības tehnikas radītā mehāniskā iedarbība uz augsni, izmainās augsnes fizikālās īpašības un darbības vide augsnes mikroorganismiem. Otrkārt, atkarībā no audzētajām koku sugām augsnē nonāk pēc kvantitātes un ķīmiskā sastāva atšķirīga biomasas. Tās mineralizācijas ātrums, ko ietekmē C:N attiecība, lignīna un citu sekundāro oglekļa savienojumu klātbūtne, nosaka slāpekļa un citu augu barības elementu apriti un nodrošinājumu augsnē (Berendse, 1998; Reich, Oleksyn et al., 2005).

Slāpekļa apriti meža ekosistēmā labi raksturo Zviedrijā, Dānijā un Holandē veikto pētījumu rezultāti (Dise, Matzner, Gundersen, 1998; Kristensen, Gundersen et al., 2004; Rosenqvist, Hansen et al., 2007). Noskaidrots, ka slāpekļa ienese augsnē notiek galvenokārt ar nobirām un nokrišņiem. Pēc lauksaimniecībā izmantotās zemes apmežošanas galvenais slāpekļa avots sākotnēji ir augsnē uzkrāto organisko vielu rezerves, kurām ir tendence samazināties. Līdz ar to samazinās arī slāpekļa resursi – par 3.4–48.2 kg ha⁻¹ N gadā. Izteiktāka slāpekļa uzkrāšanās zemsedzē sākas tikai 10–20 gadus pēc apmežošanas, un 30 gadus uzkrātais slāpekļa daudzums svārstās no 85 līdz 400 kg ha⁻¹ N. Ar lapu koku nobirām slāpekļa ienese ir lielāka nekā no skujkokiem, taču jebkura veida audzēs ienese palielinās, pieaugot audzes vecumam, jo tad lielāka kļūst nobiru masa. Slāpekļa saturs nobirās ar audzes vecumu izmainās maz. Tā, ozoliem C:N attiecība saglabājas robežās 20–25, bet eglēm – 40–50. Slāpekļa depozicija ar nokrišņiem, kas izgājuši cauri

lapotnei, ir atkarīga no koku augstuma un audzes vecuma. Jaunās audzēs tā līdzinās atklātā laukā uz zemes nonākušajam slāpekļa daudzumam, taču, izejot cauri 30 gadu vecas ozolu audzes vainagiem, uz zemes nonāk 2–3 reizes lielāks slāpekļa daudzums – ap 20–30 kg ha⁻¹ N gadā. Noteikts, ka 5–30% no slāpekļa, kas nonāk uz zemes mežā, tiek izskalots no lapotnes, taču zināmu daļu nokrišņos esošā slāpekļa koki patērē, uzņemot to caur lapām un skujām.

Vairākos pētījumos (Tomaszewski, Boyce, Sievering, 2003; Rosenqvist, Hansen et al., 2007) noskaidrots, ka koki no depoziācijas patērē pat līdz 40% no tur esošā minerālā slāpekļa, un šis daudzums sasniedz līdz 12 kg ha⁻¹ N gadā. Patēriņa kopapjoms palielinās līdz ar audzes vecumu, taču intensīvāka slāpekļa akumulācija lapotnē novērota jaunākās audzēs, palielinoties koku augstumam: laikā no 4 līdz 18 gadiem pēc apmežošanas no atmosfēras depoziācijas akumulētā slāpekļa daudzums palielinājies no 1 līdz 11 kg ha⁻¹ N gadā. Savukārt slāpekļa izskalošanās no augsnes praktiski nav atkarīga no jaunaudzes vecuma. Pēc lauksaimniecības zemju apmežošanas nitrātu saturs ūdeņos, kas izgājuši cauri sakņu zonai (60–90 cm), samazinās, tomēr tas ir augstāks nekā nitrātu izskalošanās no nostabilizējušās meža ekosistēmas. Kā nitrātu izskalošanās galvenie indikatori Eiropas meža augsnēm tiek atzīmēta C:N attiecība zemsedzē, slāpekļa daudzums, kas nonāk no atmosfēras, un slāpekļa saturs lapotnē. Parasti nitrātu koncentrācijas paaugstināšanās filtrātā tiek novērota, kad slāpekļa depoziācija no atmosfēras gadā pārsniedz 15 kg ha⁻¹ N. Pēc pētījumu datiem (Rosenqvist, Hansen et al., 2007) slāpekļa bilance apmežotajās platībās (kopējā N depoziācija mīnus N izskalošanās zudumi) veido no -7 līdz 31 kg ha⁻¹ N gadā. Taču tā lielā mērā atkarīga arī no augsnes veida, granulometriskā sastāva, kā arī auglības līmeņa un potenciāla, kas uzkrāts iepriekšējā zemes izmantošanas veida laikā.

Pēc lauksaimniecības zemju apmežošanas ar laiku būtiski izmainās arī citu augu augšanai svarīgu elementu aprīte, samazinās bāzisko katjonu, īpaši kalcija, saturs, bet palielinās alumīnija katjonu koncentrācija augsnē un augsnes šķīdumā. Bāzisko elementu Ca, Mg un K saturs koku nobirās ietekmē augsnes reakciju, piesātinājuma pakāpi ar bāzēm, katjonu apmaiņas kapacitāti un citas īpašības. Tā, piemēram, izmēģinājumā Polijā (Olszewska, Smal, 2008) 16 gadus pēc LIZ apmežošanas apmaiņas kalcija, magnija un kālija saturs augsnē samazinājies 2 reizes, apmaiņas nātrija saturs – 1.4 reizes, bet piesātinājuma pakāpe ar bāzēm –

5 reizes salīdzinājumā ar šo rādītāju vērtībām neapmežotas augsnes aramkārtā. Izmaiņas skārušas ne tikai humusa akumulācijas horizontu, bet arī B un C horizontus, kuros visstraujāk samazinājies apmaiņas kalcija saturs.

Somijā (Wall, Hytonen, 2005) pētīta lauksaimniecībā izmantotās zemes apmežošanas ietekme uz augu barības elementu satura izmaiņām un šo vielu izplatību pa augsnes horizontiem salīdzinājumā ar līdzās esošo meža augsni. Autori konstatējuši, ka salīdzinoši nesen (pirms 10 un arī pirms 60–70 gadiem) apmežotas augsnes O horizonts satur būtiski vairāk kopējā slāpekļa un ekstrahējamo augu barības makro- un mikroelementu nekā meža augsne, ko viņi skaidro ar iepriekšējā aramkārtā esošo augu barības elementu intensīvāku uzkrāšanos augu masā, kas atmirstot veido O horizontu. Pēc apmežošanas augsnes 40 cm slānī slāpekļa, fosfora, kālija, kalcija un magnija saturs ir bijis attiecīgi par 64, 41, 83, 252 un 6% lielāks nekā meža augsnē.

Meža augsnēs virsējais organiskās vielas horizonts ir bagātāks ar augu barības vielām nekā zem tā esošie minerālie horizonti, savukārt ilgu laiku pēc apmežošanas bagātāki ir augsnes 0–10 un 10–20 cm slāņi, lai gan pakāpeniski notiek arī fosfora, kālija un kalcija translokācija uz dziļākiem horizontiem. Izteiktākās augsnes īpašību izmaiņas novērotas skujkoku audzēs (Binkley, Valentine, 1991; Richter, Markewitz et al., 1994; Olszewska, Smal, 2008). Līdz ar audzes vecumu viskrasāk samazinājies augsnes apmaiņas bāzu saturs un augsnes piesātinājuma pakāpe ar bāzēm. Hidrolītiskā skābuma izmaiņas galvenokārt novērotas tikai humusa akumulācijas horizontā. Pētnieki to skaidro ar bāzisko elementu mazāku ienesi augsnē ar meža nobiru organisko vielu, kā arī zudumiem, kas rodas, kokiem patērējot šos elementus, un arī ar pieaugošo augsnes skābumu, kas izraisa bāzisko katjonu kustīgumu un izskalošanos apstākļos, kad augsnē notiekošie dēdēšanas procesi nespēj kompensēt šos bāzisko vielu zudumus. Katjonu apmaiņas kapacitāte apmežotajās augsnēs izmainās ne tik izteikti, jo to ietekmē augsnes organiskās vielas saturs augsnē. Tā kā organiskā viela vairāk uzkrājas augsnes virskārtā, tad arī apmaiņas kapacitāte līdz ar audzes vecumu nedaudz palielinās plānā virskārtas slānī, savukārt dziļāk humusa akumulācijas horizontā tā pakāpeniski samazinās un ir pat zemāka nekā neapmežotās augsnes aramkārtā. Pētījumos secināts, ka zemes izmantošanas veida maiņas ietekmē ilgstoši notiek arī daudzveidīgas augsnes īpašību izmaiņas, kamēr tā iegūst meža ekosistēmai raksturīgo līdzsvaru.

Meža augsnēs Eiropā iepriekšminētās augsnes kvalitātes izmaiņas aktualizējas arī sakarā ar pastiprinātu koksnes izmantošanu enerģijas ražošanai (Sverdrup, Rosen, 1998). Izstrādājot mežu, tagad tiek izvākta arī blakusprodukcija (zari, pamežs), kā rezultātā krasi samazinās organiskās vielas ienese augsnē. Ar koku atliekām tiek aizvākts liels daudzums fosfora, kālija, kalcija, magnija u.c. elementu, kuru zudumus nespēj kompensēt augsnē notiekošie iežu dēdēšanas procesi un depozicija no atmosfēras. Pēc Federer un kolēģu (Federer, Hornbeck et al., 1989) aprēķiniem, izvācot no meža visu koksnes masu, tiek zaudēti apmēram 3% no šajā ekosistēmā esošajiem fosfora, kālija un magnija, kā arī 4–8% no slāpekļa krājumiem. Taču kalcija zudumi veido pat 13–19%, kas ir visai būtiski, lai to neņemtu vērā, īpaši, ja mežs izvietots skābās, ar augu barības vielām nabadzīgās augsnēs. Veicot pētījumus, Reynolds un Stevens (1998) aprēķinājuši, ka kalcija iznese ar pamatkoksni no 1 ha veido 79 kg Ca, bet, aizvācot arī zarus un pārējās atliekas, tā sasniedz jau 197 kg. Samazinoties bāzisko kaļjonu daudzumam, šīs augsnes paskābinās un tajās aktualizējas kustīgā alumīnija toksiskums. Noskaidrots (de Vries, Reinds, Vel, 2002), ka 30–39% Eiropas meža augšņu augsnes reakcija ir zemāka par pH 4.5, piesātinājuma pakāpe ar bāzēm – mazāka par 25%, bet Al:(Ca+Mg+K) attiecība pārsniedz alumīnija toksiskuma kritisko līmeni.

Augsnes agroķīmisko īpašību un auglības izmaiņas ir aktuālas audzējot ātraudzīgos kokus biomasas ieguvei. Pētījumos (Andersohn, 1996; Mann, Tolbert, 2000; Adegbi, Briggs et al., 2003; Kahle, Hildebrand et al., 2007; Blanco-Canqui, Lal, 2009) konstatēts, ka, audzējot ātraudzīgos kokus, pazeminās augsnes virskārtas reakcija, t.i., augsne paskābinās, bet ar to ražu pastiprināti tiek iznests liels daudzums makro- un mikroelementu, kas samazina augsnes auglību un produktivitāti. Kā atzīmēts pētījumos, iznese ar izaudzēto koksni ir proporcionāla biomasas ieguvei, atskaitot augu barības elementu masu, kas uzkrājas ikgadējās nobirās. Pirmajā audzēšanas gadā tā līdzinās iznesei ar lauka kultūraugu ražu, bet nākamajos gados ir mazāka.

Galvenie mikroorganismu dzīvības procesi nodrošināšanai nepieciešamie barības elementu resursi biomasas plantācijās veidojas no atmirušās koku smalko sakņu masas, kas zināmā mērā kompensē augsnes augu barības elementu iznesi un augsnes noplicināšanos. Tāpat kā konvencionālajā lauksaimniecībā, arī ātraudzīgo koku audzēšanai jāielabo augsne un jāregulē augu barības elementu aprite. Tāpēc pastāv augšņu kaļķošanas un NPK

mēslojuma lietošanas vajadzība. Mazāk zināms par mikroelementu vajadzību, tomēr atsevišķi pētījumi rāda, ka augsnēs var veidoties bora nepietiekamība.

Virkne pētījumu (Heilman, Norby, 1998; Moscatelli, Lagomarsino et al., 2008) liecina, ka augu barības elementu ienese augsnē pozitīvi ietekmē koku biomasas veidošanos, taču jāņem vērā arī tas, kā mēslojuma lietošana ietekmē sakņu izdalījumu ķīmisko sastāvu, koku nobiru sastāvu, augsnes mikrobioloģisko aktivitāti un ar to saistītos procesus augsnē, un līdz ar to arī vielu apriti. Tā kā kokaugu spējas izmantot augu barības elementu resursus no augsnes un mēslojuma nav pietiekami izpētītas, tad, strādājot bez zinātniski pamatotām mēslošanas rekomendācijām, tiek prognozēts paaugstināts vides piesārņojuma risks ar nitrātiem un virszemes noteci.

Latvijā (Lazdiņa, Lazdiņš, 2007) ieteicamās mēslošanas normas kārkļu plantācijas ierīkošanas gadā ir: 100–200 kg N, 20–40 kg P un 100–200 kg K uz 1 ha, kā arī tikpat katru reizi nākamajā pavasarī pēc kārkļu novākšanas. Citās publikācijās (Makeschin, 1994) norādīts, ka prasmīgi izvietotas un kultivētas kārkļu, papeļu un ozolu plantācijas var veicināt organisko vielu akumulāciju augsnē, palielināt tās auglību un samazināt augu barības vielu izskalošanos un augsnes eroziju.

Audzējot ātraudzīgos kokus, novērots būtisks augsnes faunas un mikroorganismu dažādības un skaita palielinājums. Arī nitrātu koncentrācija augsnes šķīdumā salīdzinājumā ar lauka kultūraugu kultivēšanu var samazināties, jo slāpekli patērē ne tikai koki, bet arī pārējā virszemes veģētācija. Par pozitīvu ietekmi tiek uzskatīta (Heilman, Norby, 1998; Jug, Hofmann-Schielle et al., 1999; Berthelot, Ranger, Gelhaye, 2000; Vervaeke, Luyssaert et al., 2003; Dimitriou, Aronsson, 2005; Gemste, Vucāns, 2002; Lazdiņa, 2009) īsircimeta augu spēja izmantot augu barības elementus no dziļākiem augsnes slāņiem, augstā barības elementu izmantošanās efektivitāte, kā arī spēja attīrīt augsni, akumulējot sevī smagos metālus un citas videi kaitīgas vielas, un tādējādi kalpojot par bioloģisku filtru piesārņotās platībās, notekūdeņu dūņu un citu līdzīgu materiālu izmantošanas vietās. Tā, piemēram, noskaidrots (Vandenhove, Goor et al., 2002; Klang–Westin, Perttu, 2002; Klang–Westin, Eriksson, 2003), ka, audzējot kārkļus piesārņotā augsnē, to biomasā gada laikā spēj akumulēties 2.6 līdz 16.5 g ha⁻¹ kadmija un tādējādi arī iespējams samazināt radioaktīvā piesārņojuma līmeni. Tomēr, tiek stingri uzsvērts (Jug, Rehfuess, Hofmann-Schielle, 1999), ka, ierīkojot īsircimeta plantācijas lauksaimniecībā izmantojamās zemēs un

īpaši transformējot zālājus, notiek krasa šo augšņu auglības pasliktināšanās, kā arī pastāv būtisks vides piesārņojuma risks.

Enerģētisko augu kultivēšanas ietekme uz augsni var būt atšķirīga atkarībā no tā, kādi augi tiek audzēti, kādu zemes lietošanas veidu tie nomaina un arī kāda ir biomasas novākšanas intensitāte. Tā, piemēram, atjaunojamās enerģijas iegūšanai audzējot kukurūzu, graudaugus vai rapsi, no lauka tiek novākta ļoti liela iegūtās biomasas daļa un līdz ar to arī ievērojami tiek iztukšoti augsnes augu barības vieluresursi. Piemēram, novācot kukurūzas zaļo masu, būtiski samazinās augsnes organisko vielu saturs, arī graudaugu salmu aizvākšana no lauka negatīvi ietekmē trūdvielu bilanci, taču, novācot rapsi – pat visu tā virszemes daļu –, organisko vielu saturs augsnē palielinās, pateicoties rapša lielajai sakņu masai, taču šis efekts var nebūt ilglaicīgs, ja rapša blakusprodukcija tiek izmantota bioenerģijas ražošanai.

Viengadīgo kultūraugu audzēšana prasa lielu mēslošanas normu un arī intensīvu pesticīdu lietošanu, kas ietekmē vides kvalitāti un bioloģiskās daudzveidības saglabāšanu (Hallam, Anderson, Buxton, 2001; Rowe, Street, Taylor, 2008; Blum, Gerzabek et al., 2010). Audzējot daudzgadīgās zāles (piemēram, *Miscanthus spp*), to spēcīgā sakņu sistēma un sakņu ķīmiskā sastāva specifika – lipīdi, steroli, brīvās taukskābes un mazs slāpekli saturošu savienojumu īpatsvars – būtiski uzlabo augsnes fizikālās īpašības, jo veicina izturīgas struktūras veidošanos. Taču šie ķīmiskie savienojumi pastiprina augsnes hidrofobās īpašības un līdz ar to izmaina vides apstākļus augsnes mikroorganismiem, kas piedalās augu barības elementu aprites nodrošināšanā. Pirmajos gados pēc plantācijas ierīkošanas novērots relatīvi augsts nitrātu slāpekļa izskalošanās risks (Christian, Riche, 1998; Kahle, Beuch et al., 2001; Blanco-Canqui, 2010). Alternatīva šiem enerģētiskajiem augiem varētu būt dabiskie un daudzgadīgie zālāji, kas labi piemēroti reģiona augšņu un klimatiskajiem apstākļiem.

Enerģētisko augu kultivēšanas ekoloģiskie riski

Biomasas ražošanai paredzēto kultūraugu un ātraudzīgo koku audzēšana saistīta ar nepieciešamību kāpināt to produktivitāti un paplašināt ar tiem aizņemtās zemes platības. Tā kā izmantojamās zemes platība ir ierobežota, risinājums ir zemes lietošanas veida maiņa, taču tas saistās ar attiecīgajā ekosistēmā esošā ekoloģiskā līdzsvara izjaukšanu. Tāpēc līdz ar atjaunojamās enerģijas īpatsvara palielināšanos tiek

prognozēta daudzveidīga negatīva ietekme uz vides (augšņu, ūdeņu, atmosfēras) kvalitāti. Ekoloģiskie riski vispirms tiek prognozēti tajās vietās, kur atrodas mazāk produktīvi dabiskie meži, degradētas zemes platības un arī tur, kur lauksaimniecībā izmantojamā zeme tiek transformēta par biomasas plantācijām. Kā uzskata pētnieki, šādu transformāciju rezultātā: 1) palielinās erozijas draudi un pasliktinās ūdens kvalitāte; 2) izmainās ūdens režīms, palielinās virszemes notece; 3) palielinās ķīmiskais piesārņojums no minerālmēsliem un pesticīdiem; 4) notiek augsnes kvalitātes un produktivitātes degradēšanās; 5) sakarā ar dabiskās ekosistēmas pārveidošanu, t.i., ieviešot ātraudzīgo koku monokultūras un izmantojot jaunas vietējiem apstākļiem nepiemērotas un nesaderīgas augu sugas, samazinās bioloģiskā daudzveidība (Perlack, Wright et al., 1995; Borjesson, 1999; Pimentel, 2004; Reijnders, 2006; Dimitriou, Baum et al., 2009; Han, King et al., 2011).

Augsnes erozija ir viens no galvenajiem augsnes degradācijas veidiem, kas rada ilglaicīgu augsnes produktivitātes samazināšanos vai tās pilnīgu iznīcināšanu. Erozijas procesu attīstību ietekmē augsnes īpašības, kā, piemēram, ūdens infiltrācijas spēja, vietas topogrāfija, nogāzes garums un slīpums, nokrišņu daudzums, ilgums un intensitāte, kā arī veģetācijas īpatnības. Tiek uzsvērts (Lal, 1998), ka augsnes masas zudumiem, kas radušies erozijas rezultātā, vajadzētu būt līdzsvarā ar augsnes veidošanās procesos notiekošo iežu dēdēšanas apjomu. Taču atšķirībā, piemēram, no augsnes organisko vielu satura izmaiņām, erozija augsnes kvalitāti var izmainīt ļoti īsā laikā. Tā, izmēģinājumā pēc pilnīgas koku biomasas novākšanas novērots (Yanai, 1998) nonesto sedimentu daudzuma pieaugums līdz pat 100 kg ha⁻¹ gadā salīdzinājumā ar 16 kg ha⁻¹ gadā kontroles variantā, kur koki netika novākti. Ar konstatēto erozijas pieaugumu proporcionāli izmainījies arī pārvietotā augsnes fosfora daudzums. Kā atzīst vairāki pētnieki (Thornton, Joslin et al., 1998; Kort, Collins, Ditsch, 1998; Lal, 1998; Mann, Tolbert, 2000), ātraudzīgo kokaugu kultivēšana ir viens no augsnes eroziju veicinošiem faktoriem, īpaši stādījumu ierīkošanas un ieaudzēšanas periodā. Atkarībā no klimatiskajiem apstākļiem, augsnes īpašībām un audzēto augu tipa, augsnes virskārtas masas zudumi var līdzināties erozijas apjomam, kāds rodas, audzējot rušināmaugus. Taču ar laiku tas pakāpeniski samazinās – kad koki sazarojas un lapotne aizkavē lietus pilienu iedarbību uz augsnes virskārtu, un kad izveidojas nobiru slānis, kas mazina nokrišņu un vēja iedarbību. Konstatēts

(Rixsen, Brouwer, de Graff, 2003; Pimentel, 2004), ka erozijas apmērs var divkārtoties, ja, novācot biomasu, organiskās atliekas tiek aizvāktas vai sadedzinātas. Eroziņas rezultātā nonestais augsnes virskārtas slānis ne tikai pazemina augsnes auglību, bet nonāk un izgulsnējas ūdenstilpēs, tās piesārņojot ar biogēniem elementiem, savukārt ūdeņi, kas pārvieto augsni, šķīdina tajā esošos savienojumus, kā rezultātā šādā virszemes notecē novērotas palielinātas kālija, amonija un nitrāta jonu koncentrācijas, kā arī paaugstināts organiskā un kopējā slāpekļa saturs (Rosen, Aronson, Eriksson, 1996).

Ātraudzīgo biomasas kokaugu ieviešana lauksaimniecībā izmantotajās zemēs stipri ietekmē augsnes fizikālās īpašības un ūdens režīmu. Viens no faktoriem, kas izraisa negatīvās pārmaiņas, ir **augšnes sablīvēšanās**. Stādījumu ierīkošanas, apkopes un biomasas novākšanas tehnoloģiju un mehānismu darbības rezultātā palielinās augsnes tilpummasa, samazinās porainība, pasliktinās ūdens infiltrācija, tiek ārdīta augsnes struktūra, pavājinās struktūragregātu stabilitāte, samazinās augsnes ūdens caurlaidība un ūdensietilpība un līdz ar to palielinās ūdens erozijas risks (Mann, Tolbert, 2000; Souch, Martin et al., 2004). Augšnes sablīvēšana, ko paaugstināta augsnes mitruma apstākļos izraisa smagās tehnikas pārvietošanās, krasi palielina augsnes īpašību izplatības nevienmērību un ievērojami samazina augsnes auglību (Mitchell, Stevens, Watters, 1999).

Augsnes, ūdeņu un atmosfēras piesārņojums no ķīmizācijas līdzekļiem – dažāda veida pesticīdiem un minerālmēsliem, notekūdeņiem, notekūdeņu dūņām, rūpniecības atkritumiem u.c. produktiem, ko lieto enerģētisko augu produktivitātes paaugstināšanai, – tiek uzskatīts par būtisku augsnes ilgspējīgas izmantošanas limitējošu faktoru. Šo pasākumu negatīvo ietekmi var raksturot dažādos aspektos.

Mēslošanas līdzekļu lietošanas īpatnības. Veicot pētījumus un aprēķinus, tiek prognozēts (Park, Yanai et al., 2005; Blum, Gerzabek et al., 2010; Han, King et al., 2011), ka līdz ar enerģētisko augu kultivēšanas paplašināšanos no 2 līdz pat 10 reizēm pieaugs augu barības elementu iznese no augsnes. Daļu izneses paredzēts kompensēt ar bioenerģijas ražošanas atkritumos (digestāts, pelni u.c.) esošo barības elementu atgriešanu bioloģiskajā apritē. Tomēr nedrīkst aizmirst, ka, piemēram, sadedzinot salmus, zūd līdz pat 98–100% slāpekļa, 70–92% sēra, kā arī 20–40% fosfora un kālija. Tāpēc ir skaidrs, ka konkurētspējīgas ražas iegūšanai būs jāizmanto liels daudzums mēslošanas līdzekļu. Noskaidrots, ka atkarībā no plānotās biomasas augu produktivitātes un zemes lietošanas veida maiņas minerālmēslu

patēriņš var palielināties 2–5.5 reizes. Augu barības elementu izmantošanās no minerālmēsliem joprojām ir zema – tikai ap 30% N, 20% P₂O₅ un 60% K₂O. Tāpēc to neizmantotā daļa atbilstošos augsnes un klimatiskajos apstākļos var atstāt bioloģisko apriti un radīt vides piesārņojumu: neizmantotais slāpekļi gan amonjaka veidā, gan oksīdu veidā emitē atmosfērā un izskalojas nitrātu veidā, bet fosfora savienojumi aizskalojas ar virszemes noteci. Savukārt notekūdeņu dūņu un dažādu rūpniecības atkritumu izmantošana mēslošanai saistīta ar augsnes piesārņošanu ar smagajiem metāliem u.c. kaitīgiem savienojumiem. Lai gan ātraudzīgie koki veic šo vielu bioekstrāciju no augsnes, atgriežot tajā biomasas pelnus, no kuriem kaitīgās vielas nav izdalītas, to akumulācija augsnē pastiprinās, un tas var radīt neatgriezeniskas augsnes kvalitātes izmaiņas (Perttu, Kowalik, 1997; Van-Camp, Bujarrabal et al., 2004).

Siltumnīcas efektu izraisošo gāzu emisija. Daudzos pētījumos Eiropā un citur (Henault, Devis et al., 1998; Hellebrand, Kern, Scholz, 2003; 2008; Bouwman, van Grinsven, Eickhout, 2010) skaidrota slāpekļa oksīda N₂O emisija, kura veidojas, audzējot enerģētiskos augus, tai skaitā ātraudzīgos kārkļus un papeles. Augstu biomasas ražu iegūšanai lieto ievērojamas N mēslojuma normas, augsnē veidojas denitrifikāciju veicinoši apstākļi, rodas dažādi slāpekļa gāzveida savienojumi, tai skaitā N₂O, kura emisija pavasarī pēc mēslojuma iestrādes veido ap 0.1 mg m⁻² stundā. Ja ņem vērā, ka N₂O ietekme uz siltumnīcas efekta izraisīšanu ir 298 reizes spēcīgāka nekā CO₂ emisijas ietekme, tad denitrifikāciju veicinoši apstākļi augsnē var būtiski ietekmēt globālās sasilšanas procesus (Mulvaney, Khan, Mulvaney, 1997; Blum, Gerzabek et al., 2010). Tieši zemes lietošanas veida maiņa izraisa augsnes organisko vielu pastiprinātu mineralizāciju. Tās rezultātā rodas ne tikai oglekļa dioksīds, bet arī slāpekļa savienojumi, kas potenciāli var kļūt par visai nozīmīgu N₂O avotu. Enerģētisko augu kultivēšana tikai ilgstošākā laika periodā, palielinoties organisko vielu akumulācijai, var mazināt siltumnīcas efektu izraisošo gāzu emisijas apmērus (Hiederer, Ramos et al., 2010).

Nitrātu izskalošanās. Dānijā, kultivējot kārkļus biodeģvijas ražošanai, izmēģinājumos noskaidrots, ka stādīšanas gadā dodot 38 kg ha⁻¹ N, nitrātu izskalošanās zudumi bija ap 150 kg ha⁻¹ N gadā, taču audzēšanas otrajā un trešajā gadā, ar mēslojumu iestrādājot jau 75 kg ha⁻¹ N, zudumi ievērojami samazinājās (Mortensen, Nielsen, Jorgenson, 1998). Līdzīgi rezultāti iegūti lizimetru eksperimentos Zviedrijā (Aronsson, Bergstrom, 2001; Dimitriou, Aronsson, 2004), kur izmēģinājumos īsirtmeta

plantācijās stādīšanas gadā izmantotā slāpekļa norma ar notekūdeņiem bija sasniegusi pat 320 kg ha⁻¹ N. Tika konstatēts, ka pirmajā gadā smilts un māla augsnes nitrātu zudumi sasniedza attiecīgi 140 un 341 kg ha⁻¹ N gadā, bet turpmākajos divos gados nitrātu zudumi bija mazāki un nepārsniedza 50 kg ha⁻¹ gadā. Nelieli bijuši arī amonija un organiskā slāpekļa savienojumu izskalošanās zudumi – tikai ap 10 kg ha⁻¹ N.

Secinājumi

Eiropas Parlaments ir atzinis (Ziņojums ..., 2007), ka ražīga lauksaimniecības zeme gan cilvēka darbības, gan arī dabisku cēloņu rezultātā kļūst par aizvien vairāk sarūkošu pasaules dabas resursu. Tādēļ, lai saglabātu augsnes vērtīgās īpašības, jāveic pasākumi un jāievieš metodes ilgtspējīgai saimniekošanai. Zemes lietošanas veida maiņa ir viens no faktoriem, kas izjauc ekosistēmā pastāvošo līdzsvaru un izraisa daudzu nevēlamu procesu attīstību, kuru rezultātā augsne vairs nespēj pilnībā veikt savas funkcijas. Ir veikts daudz pētījumu, lai skaidrotu zemes izmantošanas veida transformācijas ietekmi uz augsnes kvalitāti, taču iegūtie rezultāti nesniedz viennozīmīgu skaidrojumu. Augšņu un to veidošanās apstākļu daudzveidība, kas novērojama jau nelielā teritorijā, prasa izvērst augsnes novērojumu un pētījumu spektru. Lai varētu prognozēt augsnes kvalitātes izmaiņas, nedrīkst aprobežoties ar atsevišķu tās auglības parametru kontroli. ES Tematiskā stratēģija augsnes aizsardzībai paredz nepieciešamību uzlabot augšņu pētījumus un stāvokļa monitoringu, uzkrāt jaunu būtisku zinātnisku informāciju, lai labāk izprastu saikni starp augsnes īpašībām saistībā ar augsnes degradāciju, klimata pārmaiņām, bioloģisko daudzveidību, pārtuksnešošanos, eroziju un citiem riskiem.

Literatūra

1. Adegbedi, H.G., Briggs, R.D., Volk, T.A., White, E.H., Abrahamson, L.P. (2003) Effect of organic amendments and slow release nitrogen fertiliser on willow biomass production and soil chemical characteristics. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 25, 389–398.
2. Alriksson, A., Olsson, M.T. (1995) Soil changes in different age classes of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on afforested farmland. *Plant and Soil*, Vol. 168–169, 103–110.
3. Andersohn, C. (1996) Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in the soil. *Plant and Soil*, Vol. 184, 11–21.
4. Aronsson, P.G., Bergstrom, L.F. (2001) Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 21, Iss. 3, 155–164.
5. Ball, B.C., Campbell, D.J., Douglas, J.T., Henshall, J.K., O'Sullivan, M.F. (1997) Soil structural quality, compaction and land management. *European Journal of Soil Science*, Vol. 48, Iss. 4, 593–601.
6. Berendse, F. (1998) Effect of dominant plant species on soil during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry*, Vol. 42, 73–88.
7. Berthelot, A., Ranger, J., Gelhaye, D. (2000) Nutrient uptake and immobilization in a short-rotation coppice stand of hybrid poplars in north-west France. *Forest Ecology and Management*, Vol. 128, 167–179.
8. Binkley, D., Valentine, D. (1991) Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine and Norway spruce in a replicate experiment. *Forest Ecology and Management*, Vol. 40, 13–25.
9. Blanco-Canqui, H. (2010) Energy crops and their implications on soil and environment. *Agronomy Journal*, Vol. 102, 403–419.
10. Blanco-Canqui, H., Lal, R. (2009) Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, Vol. 28, Iss. 3, 139–163.
11. Blum, W.E.H., Gerzabek, M.H., Hachlander, K., Horn, R., Reimoser, F., Winiwarter, W., Zechmeister-Boltenstern, S., Zehetner, F. (2010) Ecological consequences of biofuels. *Soil Quality and biofuel production*. Eds R. Lal, B.A. Stewart. CRC Press, 63–92.
12. Borjesson, P. (1999) Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden. I. Identification and quantification. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 16, 137–154.
13. Bouwman, A.F., van Grinsven, J.J.M., Eickhout, B. (2010) Consequences of the cultivation of energy crops for the global nitrogen cycle. *Ecological Applications*, Vol. 20, No. 1, 101–109.
14. Cambardella, C.A., Elliott, E.T. (1993) Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 57, No. 4, 1071–1076.
15. Celik, I. (2005) Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a

- southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research*, Vol. 83, Iss. 2, 270–277.
16. Christian, D.G., Riche, A.B. (1998) Nitrate leaching losses under miscanthus grass planted on a silty clay loam soil. *Soil Use and Management*, Vol. 14, 131–135.
 17. Compton, J.E., Boone, R.D., Motzkin, G., Foster, D.R. (1998) Soil carbon and nitrogen in pine–oak sand plain in central Massachusetts: role of vegetation and land-use history. *Oecologia*, Vol. 111, 536–542.
 18. Czyz, E.A., Dexter, A.R. (2008) Soil physical properties under winter wheat grown with different tillage systems at selected locations. *International Agrophysics*, Vol. 22, 191–200.
 19. De La Rosa, D. (2005) Soil quality evaluation and monitoring based on land evaluation. *Land Degradation and Development*, Vol. 16, Iss. 6, 551–559.
 20. Dimitriou, I., Aronsson, P. (2005) Willows for energy and phytoremediation in Sweden. *Unasylva*, Vol. 56, 47–50.
 21. Dimitriou, I., Baum, C., Baum, S., Busch, G., Schulz, U., Kohn, J., Lamerdorf, N., Leinweber, P., Aronsson, P., Weih, M., Berndes, G., Bolte, A. (2009) The impact of short rotation coppice (SRC) cultivation on the environment. *Landbauforschung. Agriculture and Forestry Research*, Vol. 59 (3), 159–162.
 22. Dise, N.B., Matzner, E., Gundersen, P. (1998) Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 105, 143–154.
 23. Elliott, E.T. (1986) Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 50, 627–633.
 24. Fazekas, O., Horn, R. (2005) Interaction between mechanical and hydraulically affected soil strength depending on time of loading. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 168, 60–67.
 25. Federer, C.A., Hornbeck, J.W., Tritton, L.M., Martin, C.W., Pierce, R.S., Smith, C.T. (1989) Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern US forests. *Environment Management*, Vol. 13, 593–601.
 26. Finch, J.W., Karp, A., McCabe, D.P.M., Nixon, S., Riche, A.B., Whitmore, A.P. (2009) Miscanthus, short-rotation coppice and the historic environment. English Heritage: http://nora.nerc.ac.uk/7566/1/EngHerit_Report_final.pdf – Resurss apraksts 2011. gada 18. maijā.
 27. Gemste, I., Vucāns, A. (2002) *Notekūdeņu dūņas un to izmantošana*. Jelgava, Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 172 lpp.
 28. Guo, L.B., Gifford, R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, Vol. 8, 345–360.
 29. Haghghi, F., Gorji, M., Shorafa, M. (2010) A study of the effect of land use change on soil physical properties and organic matter. *Land Degradation and Development*, Vol. 21, Iss. 5, 496–502.
 30. Hajabbasi, M.A., Jalalin, A., Karimzadeh, H.R. (1997) Deforestation effects on soil physical and chemical properties, Lordegan, Iran. *Plant and Soil*, Vol. 190, No. 2, 301–308.
 31. Hallam, A., Anderson, I.C., Buxton, D.R. (2001) Comparative economic analysis of perennial, annual and intercrops for biomass production. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 21, 407–424.
 32. Hamza, M.A., Anderson, W.K. (2005) Soil compaction in cropping systems: a review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, Vol. 82, No. 2, 431–436.
 33. Han, F.X., King, R.L., Lindner, J.S., Yu, T.-Y., Durbha, S.S., Younan, N.H., Monts, D.L., Su, Y., Luthe, J.C., Plodinec, M.J. (2011) Nutrient fertilizer requirements for sustainable biomass supply to meet U.S. bioenergy goal. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, 253–262.
 34. Heilman, P., Norby, R.J. (1998) Nutrient cycling and fertility management in temperate short rotation forest systems. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 4, 361–370.
 35. Hellebrand, H.J., Kern, J., Scholz, V. (2003) Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils. *Atmospheric Environment*, Vol. 37, 1635–1644.
 36. Hellebrand, H.J., Kern, J., Scholz, V. (2008) Nitrogen conversion and nitrous oxide hot spots in energy crop cultivation. *Research in Agricultural Engineering*, Vol. 54, No. 2, 58–67.
 37. Henault, C., Devis, X., Page, S., Justes, E., Reau, R., Germon, J.C. (1998) Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 26, 199–207.
 38. Hiederer, R., Ramos, F., Capitani, C., Koeble, R., Blujdea, V., Gomez, O., Mulligan, D., Marelli, L. (2010) *Biofuels: a new methodology to estimate GHG emissions from global land use change*.

- EUR 24483 EN. Luxembourg, Office of Official Publications of the European Communities, 150 pp.
39. Hill, R.L. (1990) Long-term conventional and no-tillage effects on selected soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 54, 161–166.
40. Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Lexer, W., Moller, A., Rickson, R.J., Shishkov, T., Stephens, M., Toth, G., Van den Akker, J.J.H., Varallyay, G., Verheijen, F.G.A., Jones, A.R. (eds) (2008) *Environmental Assessment of Soil for Monitoring: Volume I Indicators & Criteria*. EUR 23490 EN/1. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 339 pp.
41. Jones, R.J.A., Spoor, G., Thomasson, A.J. (2003) Vulnerability of subsoils in Europe to compaction: a preliminary analysis. *Soil and Tillage Research*, Vol. 73, Iss. 1–2, 131–143.
42. Jug, A., Hofmann-Schielle, C., Makeschin, F., Rexfuess, K.E. (1999) Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willow on former arable land in the Federal Republic of Germany. II Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. *Forest Ecology Management*, Vol. 121, 67–83.
43. Jug, A., Rehfuess, K.E., Hofmann-Schielle, C. (1999) Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willow on former arable land in the Federal Republic of Germany. III Soil ecology effects. *Forest Ecology Management*, Vol. 121, 85–99.
44. Kahle, P., Baum, C., Boelcke, B. (2005) Effect of afforestation on soil properties and mycorrhizal formation. *Pedosphere*, Vol. 15, No. 6, 754–760.
45. Kahle, P., Beuch, S., Boelcke, B., Leinweber, P., Schulten, H.R. (2001) Cropping of miscanthus in Central Europe: biomass production and influence on nutrients and soil organic matter. *European Journal of Agronomy*, Vol. 15, 171–184.
46. Kahle, P., Hildebrand, E., Baum, C., Boelcke, B. (2007) Long-term effects of short rotation forestry with willows and poplar on soil properties. *Archives of Agronomy and Soil Science*, Vol. 53, Iss. 6, 673–682.
47. Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. (1997) Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation (A guest editorial). *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 61, 4–10.
48. Kaufmann, M., Tobias, S., Schulin, R. (2010) Comparison of critical limits for crop plant growth based on different indicators for the state of soil compaction. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 173, Iss. 4, 573–583.
49. Kladivko, E.J. (2002) Structure. *Encyclopedia of Soil Science*. Ed. by R. Lal. Marcel Dekker, Inc., 1253–1254.
50. Klang-Westin, E., Eriksson, J. (2003) Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil*, Vol. 249, 127–137.
51. Klang-Westin, E., Perttu, K. (2002) Effect of nutrient supply and cadmium removal by willow. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 23, 415–426.
52. Kort, J., Collins, M., Ditsch, D. (1998) A review of soil erosion potential associated with biomass crops. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 14, 351–359.
53. Kristensen, H.L., Gundersen, P., Callesen, I., Reinds, G. (2004) Atmospheric N deposition influences soil nitrate concentrations differently in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, Vol. 7, 180–192.
54. Lal, R. (1998) Soil erosion impact on agronomic productivity and environmental quality. *Critical Reviews in Plant Science*, Vol. 17, Iss. 4, 319–464.
55. Lampurlanes, J., Cantero-Martinez, C. (2003) Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, Vol. 95, 526–536.
56. Lazdiņa, D. (2009) *Notekūdeņu dūņu izmantošanas iespējas kārkļu plantācijās*. Promocijas darba kopsavilkums Dr.silv. zinātniskā grāda iegūšanai Mežzinātnes nozarē. Jelgava, 57 lpp.
57. Lazdiņa, D., Lazdiņš, A. (2007) *Kārkli. Enerģētisko augu audzēšana un izmantošana*. Valsts SIA "Vides projekti", 82.–87. lpp.
58. Lemenih, M., Karitun, E., Olsson, M. (2005) Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 105, Iss. 1–2, 373–386.
59. Low, A.J. (1972) The effect of cultivation on the structure and other physical characteristics

- of grassland and arable soils. *Journal of Soil Science*, Vol. 23, Iss. 4, 363–380.
60. Makeschin, F. (1994) Effects of energy forestry on soils. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 6, 63–79.
 61. Mann, L., Tolbert, V. (2000) Soil sustainability in renewable biomass plantings. *Journal of Human Environment*, Vol. 29, Iss. 8, 492–498.
 62. Messing, I., Alriksson, A., Johansson, W. (1997) Soil physical properties of afforested and arable land. *Soil Use and Management*, Vol. 13, No. 4, 209–217.
 63. Mitchell, C.P., Stevens, E.A., Watters, M.P. (1999) Short-rotation forestry – operations, productivity and costs based on experience gained in the UK. *Forest Ecology and Management*, Vol. 121, 123–136.
 64. Moreno, F., Pelegrin, F., Fernandez, J.E., Murillo, J.M. (1997) Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil and Tillage Research*, Vol. 41, Nos 1–2, 25–42.
 65. Mortensen, J., Nielsen, K.H., Jorgenson, U. (1998) Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 15, 457–466.
 66. Moscatelli, M.C., Lagomarsino, A., De Angelis, P., Grego, S. (2008) Short- and medium-term contrasting effects of nitrogen fertilization on C and N cycling in a poplar plantation soil. *Forest Ecology and Management*, Vol. 255, 447–454.
 67. Mulvaney, R.L., Khan, S.A., Mulvaney, C.S. (1997) Nitrogen fertilizers promote denitrification. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 24, 211–220.
 68. Olszewska, M., Smal, H. (2008) The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. I. Physical and sorptive properties. *Plant and Soil*, Vol. 305, 157–169.
 69. Pabin, J., Lipiec, J., Wlodek, S., Biskupski, A. (2003) Effect of different tillage systems and straw management on some physical properties of soil and on the yield of winter rye in monoculture. *International Agrophysics*, Vol. 17, 175–181.
 70. Park, B.B., Yanai, R.D., Sahm, J.M., Lee, D.K., Abrahamson, L.P. (2005) Wood ash effects on plant and soil in a willow bioenergy plantation. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 28, 355–365.
 71. Perlack, R.D., Wright, L.L., Huston, M.A., Schramm, W.E. (1995) *Biomass fuel from woody crops for electric power generation. Biofuels Feedstock Development Program*. ORNL–6871: <http://bioenergy.ornl.gov/reports/fuelwood/toc.html> – Resurss apraksts 2011. gada 18. maijā.
 72. Perttu, K.L., Kowalik, P.J. (1997) Salix vegetation filters for purification waters and soils. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 12, 9–19.
 73. Peth, S., Horn, R. (2006) The mechanical behaviour of structured and homogenized soils under repeated loading. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 169, 401–411.
 74. Pikul, J.L.Jr., Aase, J.K. (1995) Infiltration and soil properties as affected by annual cropping in the northern Great Plains. *Agronomy Journal*, Vol. 87, 656–662.
 75. Pimentel, D. (2004) Ethanol fuels: energy balance, economics and environmental impacts are negative. *Natural Resources Research*, Vol. 12, 127–134.
 76. Pranagal, J., Podstawka-Chmielewska, E., Slowinska-Jurkiewicz, A. (2007) Influence on selected physical properties of a haplic podzol during a ten-year fallow period. *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 16, No. 6, 875–880.
 77. Rasmussen, K.J. (1999) Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: a Scandinavian review. *Soil and Tillage Research*, Vol. 53, No. 1, 3–14.
 78. Reich, P.B., Oleksyn, J., Modrzyński, J., Mrozinski, P., Hobbie, S.E., Eissenstat, D.M., Chorover, J., Chadwick, O.A., Hale, C.M., Tjoelker, M.G. (2005) Linking litter calcium, earthworms and soil properties: a common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters*, Vol. 8, 811–818.
 79. Reijnders, L. (2006) Conditions for sustainability of biomass based fuel use. *Energy policy*, Vol. 34, Iss. 7, 863–876.
 80. Reynolds, B., Stevens, P.A. (1998) Assessing soil calcium depletion following growth and harvesting of Sitka spruce plantation forestry in the acid sensitive Welsh uplands. *Hydrology and Earth System Sciences*, Vol. 2, 345–352.
 81. Rhoton, F.E., Bruce, R.R., Buehring, N.W., Elkins, G.B., Langdale, C.W., Tyler, D.D. (1993) Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research*, Vol. 28, 51–61.

82. Richter, D.D., Markewitz, D., Wells, C.G., Allen, H.L., April, R., Heine, P.R., Urrego, B. (1994) Soil chemical change during three decades in an old-field loblolly pine (*Pinus taeda* L.) ecosystem. *Ecology*, Vol. 75, 1463–1473.
83. Riksen, M., Brouwer, F., de Graff, J. (2003) Soil conservation policy measures to control wind erosion in north-western Europe. *Catena*, Vol. 52, 309–326.
84. Ritter, E., Vesterdal, L., Gundersen, P. (2003) Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. *Plant and Soil*, Vol. 249, 319–330.
85. Rosen, K., Aronson, T.-A., Eriksson, H.M. (1996) Effect of clear-cutting on streamwater quality in forest catchments in central Sweden. *Forest Ecology and Management*, Vol. 83, 237–244.
86. Rosenqvist, L., Hansen, K., Vesterdal, L., Denier van der Gon, H., van der Salm, C., Bleeker, A., Johansson, M.-B. (2007) Nitrogen deposition and nitrate leaching following afforestation: experiences from oak and Norway spruce chronosequences in Denmark, Sweden and the Netherlands. *Environmental effects of afforestation in north-western Europe – from field observations to decision support*. Eds G. Heil, B. Muys, K. Hansen. Series: Plant and vegetation, Vol. 1, 79–108.
87. Rowe, R.L., Street, N.R., Taylor, G. (2008) Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 13, 260–279.
88. Schjonning, P., Thomsen, I.K. (2006) Screening of reduced tillage effects on soil properties for a range of Danish soils. NJF Report. *Tillage system for the benefit of agriculture and the environment*. NJF Seminar 378, 232–237.
89. Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W. (1998) Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 62, 1367–1377.
90. Souch, C.A., Martin, P.J., Stephens, W., Spoor, G. (2004) Effect of soil compaction and mechanical damage at harvest on growth and biomass production of short rotation coppice willow. *Plant and Soil*, Vol. 263, 173–182.
91. Spoor, G., Tijink, F.G.J., Weiskopf, P. (2003) Subsoil compaction: risk, avoidance, identification and alleviation. *Soil and Tillage Research*, Vol. 73, Iss. 1–2, 175–182.
92. Sverdrup, H., Rosen, K. (1998) Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest Ecology and Management*, Vol. 110, 221–236.
93. Thornton, F.C., Joslin, J.D., Bock, B.R., Houston, A.E., Green, T., Schoenholtz, S., Pettry, D., Tyler, D.D. (1998) Environmental effects of growing woody crops on agricultural land: first year effects on erosion and water quality. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 15, 57–69.
94. Tomaszewski, T., Boyce, R.L., Sievering, H. (2003) Canopy uptake of atmospheric nitrogen and new growth nitrogen requirement at a Colorado subalpine forest. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 33, 2221–2227.
95. Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.-R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S., Varela, M.E., De Blas, E., Benito, E. (2001) Physical soil degradation induced by deforestation and slope modification in a temperate–humid environment. *Land Degradation and Development*, Vol. 12, Iss. 5, 477–484.
96. Vandenhove, H., Goor, F., O'brien, S., Grebenkov, A. (2002) Economic viability of short rotation coppice for energy production for reuse of caesium-contaminated land in Belarus. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 22, 421–431.
97. Vervaeke, P., Luyssaert, S., Mertens, J., Meers, E., Tack, F.M.G., Lust, N. (2003) Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. *Environmental Pollution*, Vol. 126, 275–282.
98. Varela, M.E., De Blas, E., Benito, E. (2001) Physical soil degradation induced by deforestation and slope modification in a temperate-humid environment. *Land Degradation and Development*, Vol. 12, Iss. 5, 477–484.
99. De Vries, W., Reinds, G.J., Vel, E. (2002) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe 2: Atmospheric deposition and its impacts on soil solution chemistry. *Forest Ecology and Management*, Vol. 174, 97–115.
100. Wall, A., Hytonen, J. (2005) Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. *Plant and Soil*, Vol. 275, 247–260.

101. Xiubin, H., Fenli, Z., Chenge, Z., Keli, T. (2002) Structural indicator response of soil quality to forestry cultivation on the Loess Plateau of China. 12th ISCO Conference, Beijing, 2002: <http://www.tucson.ars.ag.gov/isco/isco12/VolumeIV/StructuralIndicatorResponse.pdf> – Resurss aprakstīts 2011. gada 18. maijā.
102. Yanai, R.D. (1998) The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, Vol. 83, 237–244.
103. Ziņojums par tematisko stratēģiju augsnes aizsardzībai (2006/2293(INI)). Sesijas dokuments, galīgais A6–0411/2007. Referents Vittorio Prodi. Eiropas Parlaments, 24.10.2007: <http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+REPORT+A6-2007-0411+0+DOC+XML+V0//LV> – Resurss aprakstīts 2011. gada 18. maijā.

Pateicība

Pētījums veikts, pateicoties Latvijas Zinātnes padomes granta Nr. 09.1530 finansējumam.