



Augsnes kvalitāte zemes izmantošanas maiņas kontekstā

I. Problēmas nostādne un augsnes organiskā viela

Soil Quality within the Context of Land Use Changes

I. Introductory Notes and Soil Organic Matter

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

Abstract. Land use changes related to the intensification of agricultural production, and Thematic Strategy for soil protection, adopted by the Commission of the European Communities, raising awareness about the sustainable use of soil and other natural resources have stimulated research and discussions about soil quality. Soil quality becomes an issue which should be commonly clarified not only in the sense of terminology, understanding, and conception, but also practically – how to assess, measure and interpret it. The literature review gives an overview about recent findings and ideas in the sphere of the formulation of soil quality concept, about possible indicators used to assess the soil quality status and possible changes due to the shift of land use and land management, as well as about future visions. Soil organic carbon is one of the most fundamental parameters influencing a number of other soil properties. Therefore extensive research is done regarding the role of organic carbon and its different fractions within the context of soil quality. Radical changes in land use, e.g. from arable land to forestry, may induce long-lasting effects of accumulation of organic carbon in aboveground and underground biomass and in soil, forming the compounds in soil with different mobility etc. Taking into consideration that soil has different functions, that soil quality is an integral parameter and its formation as well as influence on other properties is complex, that variability of natural and anthropogenic factors is considerable, it is not possible to develop one simple and universal scheme for assessment and monitoring of the status and changes in soil quality in general, as well as soil organic carbon in particular.

Key words: soil quality indicators, soil organic carbon, land use change.

Ievads

Augsne ir būtisks ekosistēmu komponents, kas regulē vielu apriti, akumulāciju, emisijas, un tai ir netieša ietekme uz atmosfēras un hidrosfēras stāvokli, tāpēc augsnē notiekošo procesu pētījumi ir neatņemama sastāvdaļa vides stāvokļa un tajā notiekošo procesu izmaiņu prognozēšanai. Eiropas Savienība 2006. gada 22. septembrī apstiprināja Augsnes aizsardzības tematisko stratēģiju un Eiropas Komisijas direktīvas projektu augsnes aizsardzības jomā (COM, 2006). Dokumentā tiek uzsvērts, ka augsnes degradācija ir nopietna problēma visā Eiropā, un pētījumi liecina, ka degradācijas tempi pieaug. Augsni būtībā var uzskatīt par neatjaunojamu resursu, vismaz ar cilvēka mūžu salīdzināmā laika posmā. Jebkurš bojājums augsnei negatīvi ietekmē arī citus apkārtējās vides komponentus un ekosistēmas. Augsnes degradācijai ir tieša ietekme uz ūdens un gaisa kvalitāti, bioloģisko daudzveidību

un klimata pārmaiņām. Tiek uzsvērts, ka tās dēļ var pasliktināties Eiropas iedzīvotāju veselība un var tikt apdraudēts pārtikas un dzīvnieku barības nekaitīgums. Pašreizējā posmā, pateicoties lauksaimniecības intensifikācijai un pārtikas ražošanas subsīdijām, Eiropā veidojas zināma pārtikas pārprodukcija, tāpēc noteikts daudzums lauksaimniecībā noderīgās zemes (LIZ) tiek izmantots (vai tiek plānots izmantot) citām vajadzībām (mežsaimniecībai, atjaunojamo enerģētisko resursu ražošanai) vai vienkārši tiek izņemts no ražošanas un atstāts atmatā. Apzinoties to, ka pasaulē pārtikas nodrošinājuma jomā iespējamās krasas izmaiņas, kā arī ņemot vērā to, ka produktīvā zeme pilda cilvēku eksistencei vitālas ekoloģiskās funkcijas, nav pieļaujama augsnes kvalitātes progresējoša pasliktināšanās – pat tajās platībās, kuras pašlaik ir ārpus lauksaimnieciskās darbības. Tāpēc arī zinātnieki daudzās valstīs sāk pievērst īpašu uzmanību augsnes stāvoklim un tās īpašību

izmaiņām (De La Rosa, 2005; Eckelmann, Baritz et al., 2006; Kibblewhite, Ritz, Swift, 2008; Haygarth, Ritz, 2009).

Pašlaik Eiropas Savienībā (ES) notiek diskusijas un debates par vienotas Augšņu aizsardzības direktīvas pieņemšanu. Ja tas vainagosies panākumiem, tad zemes lietotājiem visās ES dalībvalstīs būs jārūpējas par to, lai definētie augsnes kvalitātes indikatori zemes lietošanas rezultātā nenoslīdētu zem kritiskajām robežvērtībām. Līdz ar to svarīgs jautājums ir definēt šādus augsnes kvalitāti raksturojošus indikatorus, noteikt to robežvērtības, kā arī izstrādāt metodes to noteikšanai. Indikatoru sistēmai ES dalībvalstīs jābūt vienotai, jo pretējā gadījumā nebūs iespējama iegūto datu salīdzināšana, taču konkrētu indikatoru izvēle un robežvērtības var atšķirties, jo jāņem vērā dabas apstākļu specifika. Aktuāls jautājums ir arī zemes lietošanas veidu radikāla maiņa un to iespējamā ietekme uz augsnes kvalitāti ilgtermiņā. Publikācijas (1. un 2. daļa) mērķis ir dot pārskatu par augsnes kvalitātes izpratni mūsdienu skatījumā, tās ieteiktajiem vērtēšanas indikatoriem, kuri ir svarīgi, izvēloties kvalitātes monitoringa stratēģiju, kā arī par praktiskās realizācijas metodēm.

Augsnes kvalitāte, tās vērtēšanas metodes

Augsnes kvalitāti un ekoloģisko stabilitāti raksturo tās īpašības. Atbilstoši definīcijai augsnes kvalitāte, ko nosaka ES Augsnes aizsardzības tematiskā stratēģija, ir augsnes spēju kopums realizēt savas funkcijas un reaģēt uz ārējām ietekmēm, lai nodrošinātu ekosistēmas un cilvēku vajadzības. Līdz ar to augsnes kvalitātes jēdziens ietver kompleksu informāciju par plašu augsnes īpašību un apstākļu spektru, kas nodrošina augsnes ekoloģisko un ar cilvēku darbību saistīto funkciju norisi. Augsnes pamatīpašības ir salīdzinoši stabilas, tās formējušās augsnes veidošanās procesos ilgstošā laika periodā klimata, reljefa, cilmieža, floras un faunas ietekmē un tiek raksturotas ar granulometrisko sastāvu, jonu apmaiņas kapacitāti, cilmieža atrašanās dziļumu, drenāžu. Cilvēka saimnieciskā darbība tās ietekmē nedaudz vai pat nemaz. Taču ir vesela virkne augsnes īpašību, kuras visai būtiski var izmainīties pavisam īsā laikā (dažos gados vai pat mēnešos). Pie šīm dinamiskajām īpašībām pieder augsnes organisko vielu saturs, augsnes struktūra, tilpummasa, ūdens infiltrācijas spēja, ūdensietilpība, reakcija, augu barības elementu resursi u.c. nozīmīgas augsnes auglību noteicošas īpašības¹. Dinamisko īpašību

izmaiņas galvenokārt nosaka cilvēka saimnieciskā darbība, t.i., zemes izmantošanas veids, augsnes apstrādes tehnoloģijas un audzētie kultūraugi, lai gan izmaiņas ir atkarīgas arī no augsnes pamatīpašībām. Tā, piemēram, augsnes organisko vielu saturs izmaiņas atkarīgas no augsnes apstrādes intensitātes un no tā, kādi augi tiek audzēti, bet kopējais organisko vielu uzkrājums būs atkarīgs arī no augsnes granulometriskā sastāva un klimatiskajiem apstākļiem. Dažas augsnes īpašības, piemēram, tilpummasa, ir salīdzinoši stabilas tās dziļākos slāņos, bet pakļautas izmaiņām augsnes virskārtā. Tas nozīmē, ka augsnes izmantošana var gan optimizēt augsnē notiekošos procesus, gan arī būtiski pasliktināt tās kvalitāti. Jēdziens **augšņu kvalitāte** neaprobežojas tikai ar augsnes īpašībām un to piemērotību noteiktu augsnes funkciju realizēšanai, bet ir saistīts arī ar vides apstākļiem un augsnes ilgtspējīgas izmantošanas perspektīvu (Miller, Wali, 1995; Karlen, Mausbach et al., 1997; Karlen, Anrews, Doran, 2001; Carter, 2002; Doran, 2002; COM, 2006; Toth, Stolbovoy, Montanarella, 2007).

Augsnes kvalitātes izmaiņu noteikšana un novērtēšana ir sarežģīts process. Dažādās ekosistēmās un zemes lietošanas veidos augsne pilda vairāk vai mazāk atšķirīgas funkcijas, tāpēc arī kvalitātes prasības var ievērojami atšķirties. Tā, piemēram, lai augsne varētu uzturēt ilgtspējīgu lauksaimniecisko ražošanu, tai jāspēj:

- nodrošināt fizikālo, ķīmisko un bioloģisko apstākļu kopumu dzīvajiem organismiem;
- regulēt ūdens režīmu, kā arī augu barības un citu elementu apriti;
- uzturēt bioloģisko aktivitāti un daudzveidību augu augšanai un dzīvnieku produktivitātei;
- filtrēt, buferēt, noārdīt, imobilizēt kaitīgas organiskas un neorganiskas vielas, mazināt to toksiskumu;
- nodrošināt mehānisku balstu dzīvajiem organismiem (Nortcliff, 2002).

Augsnes kvalitātes noteikšana un kvalitātes izmaiņu konstatēšana ir saistīta ar apjomīgas informācijas vajadzību pēc ļoti daudzveidīgām augsnes pazīmēm un īpašībām, kas nodrošina funkciju realizēšanu. Tāpat jābūt zināmām un pieejamām skaidri definētām pieļaujamām robežvērtībām, kādās katra no šīm īpašībām var svārstīties, neietekmējot augsnes spēju veikt attiecīgu funkciju vai savstarpēji saistītu funkciju grupu. Zinot augsnes īpašību daudzveidību, svarīgi izvēlēties konkrēta mērķa sasniegšanai būtiskākos un atbilstošākos augsnes parametrus. Kā rāda daudzie pētījumi (Mausbach,

¹ http://soilquality.org/basics/inherent_dynamic.html – Resurss aprakstīts 2011. gada 14. maijā.

Ieteicamie indikatori augsnes kvalitātes izvērtēšanai
Possible list of soil quality indicators
 (Mausbach, Seybold, 1998)

Indikatori / Indicators	Saistība ar augsnes apstākļiem un funkcijām / Relationship with soil conditions and functions
Fizikālie / Physical	
Granulometriskais sastāvs / Soil texture	Ūdens un izšķīdušo vielu noturēšana un pārvietošana / Retention and movement of water and soluble compounds
Augsnes virskārtas un sakņu zonas dziļums / Depth of soil surface and rooting	Augsnes produktivitātes potenciāls un erozija / Soil productivity potential and erosion
Infiltrācija un tilpummasa / Infiltration capacity and bulk density	Produktivitāte, izskalošanās un erozijas iespējamība / Productivity, leaching, and potential for erosion
Ūdensietilpība / Water capacity	Ūdens noturēšana un kustība, erozija. Augu ūdens nodrošinātība / Water holding capacity and movement, erosion. Plant available water
Ķīmiskie / Chemical	
Augsnes organiskās vielas / Soil organic matter	Augsnes auglība, stabilitāte, erodējamība / Soil fertility, stability, erodibility
Reakcija / Reaction	Augsnes bioloģiskās un ķīmiskās aktivitātes robežas / Limits for biological and chemical processes in soil
Ekstrahējamie N, P, K / Extractable N, P, K	Augiem pieejamie barības elementi un N iespējamie zudumi / Plant available nutrients and leaching potential of N
Bioloģiskie / Biological	
Mikroorganismu biomasas C:N attiecība / C:N in microbial biomass	Mikroorganismu katalītiskais potenciāls – primārais rādītājs, kas brīdina par iedarbību uz OV un tās izmaiņām / Catalytic potential of microorganisms – awareness for possible changes in organic matter content and quality
Potenciāli mineralizējams N / Potentially mineralisable N	Augsnes produktivitāte, nodrošinājums ar slāpekli / Soil productivity, nitrogen supply
Augsnes gaisa, ūdens un temperatūras apstākļi / Soil air, water and temperature regime	Mikrobioloģiskā aktivitāte / Microbiological activity

Seybold, 1998; Arshad, Martin, 2002; Carter, 2002; Nortcliff, 2002; Palojarvi, Nuutinen, 2002; Loveland, Webb, 2003), vienotas augsnes kvalitātes indikatoru sistēmas izstrādi apgrūtinā nepietiekams izziņas līmenis šajos jautājumos, kā arī mērķu dažādība, kuru risināšanai indikatorus paredzēts izmantot, jo augsnes „labuma” pasliktināšanās var notikt gan tāpēc, ka tā tiek neatbilstoši izmantota, pakļauta erozijai, sablīvēšanai, reakcijas izmaiņām, gan tāpēc, ka ir ķīmiski piesārņota vai arī pati ir udeņu un atmosfēras piesārņojuma avots. Dažādu autoru ieteikto augsnes kvalitātes indikatoru skaits ir liels. Tāpēc ir mēģinājumi tos grupēt kādā loģiskā kārtībā, piemēram, pakārtojot tos augsnes fizikālajām, ķīmiskajām un bioloģiskajām īpašībām, kuras, dabā savstarpēji mijiedarbojoties, nodrošina labvēlīgu mitruma un gaisa režīmu augiem

un augsnes mikroorganismu darbībai, kā arī sekmē galveno augu barības elementu bioloģisko apriti, rezultātā nosakot augsnes spēju pretoties degradējošo faktoru ietekmei.

Fizikālie indikatori – īpašības, kas saistītas ar cietās fāzes daļiņu un poru izkārtojumu un proporcijām augsnē: granulometriskais sastāvs, tilpummasa, porainība, agregātu izturība un stabilitāte, augsnes garozas veidošanās, sablīvētība.

Ķīmiskie indikatori – īpašības, kas var atšķirties dažādu augsnes funkciju veikšanai, taču galvenie ir augsnes organisko vielu saturs, augsnes buferspēja, katjonu (anjonu) apmaiņas kapacitāte, reakcija, augu barības vielu saturs, toksisku vielu koncentrācija.

Bioloģiskie indikatori – rādītāji, kas ļoti jūtīgi reaģē uz citiem procesiem augsnē un parāda

augšņu apstākļu izmaiņas, – mikro-, mezo- un makroorganismu populācijas, mikrobioloģiskā aktivitāte, augsnes organisko vielu kvalitāte, to sastāva atsevišķu komponentu attiecības.

Indikatoru grupējumu var veikt, balstoties arī uz citiem principiem. Viens no tādiem varētu būt spēja tos konstatēt morfoloģiski. Tādējādi varētu nodalīt tā saucamās **redzamās pazīmes** vai **saskatāmos indikatorus** – ārējās pazīmes, kas liecina par augsnes kvalitātes pasliktināšanos: augsnes virsējo slāņu noskalošanās, virsūdeņu uzkrāšanās un virszemes notece, augu augšanas traucējumi. Diemžēl atsevišķos gadījumos šo indikatoru konstatācija var būt novēlota un degradācijas procesi var būt jau neatgriezeniski.

Par ļoti nozīmīgu augsnes kvalitātes indikatoru uzskata tās **organisko vielu**, kas tiek raksturota kā universāla augsnes kvalitātes pazīme, īpaši lauksaimniecības zemēm, kā arī tiek uzsvērtā atsevišķu tās frakciju loma kvalitātes izmaiņu konstatēšanā (skat. turpmāk).

Viens no iespējamiem variantiem augsnes kvalitātes indikatoru kopumam un to kopsakarība ar augsnes apstākļiem un augsnes funkcijām parādīti 1. tabulā.

Kibblewhite, Ritz un Swift (2008), pieņemot augsni kā dzīvu un dinamisku sistēmu, ierosina noteikt augsnes kvalitāti un tās „veselību”, veicot diagnostiskus testus, kuri raksturotu augsni kā:

- dzīves vidi, ar raksturīgiem fizikāliem un ķīmiskiem apstākļiem (sakārtas blīvums, agregātu stabilitāte, reakcija, katjonu apmaiņas kapacitāte u.c.);
- enerģijas un augu barības vielu resursu nodrošinātāju (organiskās vielas un tās frakciju saturs un attiecības, NPK bilances u.c.);
- biotas daudzveidības un atsevišķu organismu grupu darbības vietu.

Arī pēc šo autoru slēdziena augsnes kvalitātes vērtējumam jābūt kompleksam, neaprobežojoties tikai ar atsevišķu parametru vai organismu grupu noteikšanu. Viņi skaidro, ka, piemēram, nomainot augsnes dabisko veģētāciju ar augsnes intensīvu izmantošanu, tiek ietekmētas praktiski visas iepriekšminētās augsnes funkcijas, turklāt lielākoties negatīvi. Jāpauzē ilgstošam periodam, līdz tās sasniedz jaunu dinamisku līdzsvaru. Visuzskatāmāk to demonstrē organisko vielu satura samazināšanās pirmajos gados pēc augsnes apstrādes uzsākšanas. Samazinoties organisko koloīdu daudzumam, samazinās augsnes vielu saistīšanas spēja, palielinās izskalošanās un arī vides piesārņošanas risks. Ja augsnē netiek papildināti augu barības elementu

resursi, bet notiek to pastiprināta iznese, augsnes spēja producēt biomasu samazinās. Izmainoties augsnes fizikālajām un ķīmiskajām īpašībām, to sāk apdzīvot atšķirīgas mikroorganismu grupas, kas izmaina mikrobioloģisko procesu virzienu un intensitāti – līdz ar to arī augsnes noderīgumu (piemērotību) specifisku funkciju realizēšanai.

Nortcliff (2002) augsnes kvalitātes indikatoru izvēlē iesaka ņemt vērā: 1) zemes lietošanas veidu; 2) savstarpējās sakarības starp augsnes funkcijām un indikatoriem; 3) augsnes neviendabību telpā un laikā; 4) indikatora noteikšanas mērījumu vienkāršību un drošumu; 5) mērījumu jūtību attiecībā uz izmaiņām, kādas notiek augsnes izmantošanā un apstrādē; 6) savietojamību ar augsnes pētījumu metodēm dažādās monitoringa programmās; 7) jau apgūtās indikatora lietošanas prasmes un iespēju interpretēt informāciju.

Mausbach un Seybold (1998) rekomendē atsevišķi vērtēt: 1) augsnes, kuras atrodas dabiskos apstākļos un ir pakļautas dabiskai augsnes veidošanās faktoru un procesu ietekmei; 2) augsnes, kas pakļautas cilvēku saimnieciskai darbībai; un 3) pārveidotās (būtiski ietekmētās) augsnes (piemēram, augsne pēc mitruma režīma noregulēšanas). Autori iesaka kvalitātes indikatoru vērtības lauksaimniecībā izmantojamām augsnēm noteikt tādās robežās, kas ļautu saglabāt šo augsni ilgtspējīgu izmantošanu, pie tam paredzot gan konkurētspējīgu ražu ieguves un ieņēmumu nodrošināšanu, gan arī prasībām atbilstošu augsnes, ūdeņu un gaisa, kā arī saražotās produkcijas kvalitāti.

Atsevišķi autori (Toth, Stolbovoy, Montanarella, 2007) augsnes kvalitāti iesaka vērtēt atbilstoši ES Augšņu aizsardzības tematiskajā stratēģijā formulētajām augsnes funkcijām, t.i., augsnes spēju pildīt šīs jau konkrēti definētās funkcijas. Vērtējums tiek veikts, apskatot atbilstošas augsnes īpašības, kas nodrošina noteiktu funkciju izpildi, kā arī ņemot vērā citus būtiskus ietekmējošos apstākļus (klīmatu, hidroloģiju u.c.). Rezultātā kvalitāte tiek raksturota ar kompleksu rādītāju – augsnes kvalitātes indeksu. Lai to noteiktu, iesaka vērtēt atsevišķas būtiskas augsnes fizikālās, ķīmiskās un bioloģiskās īpašības, rast savstarpējās sakarības starp šīm īpašībām atbilstoši tam, kādas funkcijas pašlaik pilda attiecīgā augsne un kādiem mērķiem to paredzēts izmantot nākotnē.

Lai novērtētu augsnes kvalitāti un konstatētu tās izmaiņas, tiek izmantotas atbilstošo indikatoru normatīvās (kritiskās) vērtības. Tie ir augsnes īpašību skaitliskie rādītāji, funkcijas, kas apraksta pastāvošās sakarības starp indikatoriem, vai intervāli, kuru robežās augsne ar pilnu potenciālu var izpildīt

Augsnes kvalitātes indikatori un to kritiskās vērtības ilgstoši kultivētām augsnēm
Quality indicators and their critical values for soils under continuous cultivation

Indikatori / Indicators	Intervāls, kurā augsne var nodrošināt tās galvenās funkcijas / Intervals where soil is able to provide its main functions
Fizikālie / Physical	
Ūdensizturīgi agregāti, % (vairāk ir labāk) / Water resistant aggregates, % (more is better)	30–60%
Porainība (virskārtas 7.5 cm slānī) / Porosity (topsoil 7.5 cm)	20–80%
Tilpummasa (zemāka labāk) / Bulk density (lower is better)	$1.3 \cdot 10^3$ – $2.1 \cdot 10^3$ kg m ⁻³
Sakņu izplatības dziļums (lielāks ir labāk) / Rooting depth (deeper is better)	60–250 cm
Ķīmiskie / Chemical	
Augiem pieejamais fosfors P / Plant available P	7.5–150 mg kg ⁻¹
Nitrātu slāpekļlis / Nitrate nitrogen	3–50 mg kg ⁻¹
Apmaiņas kālijs K / Exchangeable K	45–525 mg kg ⁻¹
Augsnes pH (virskārtas 25 cm) / Soil reaction pH (topsoil 25 cm)	5.5–8.2
Bioloģiskie / Biological	
Mikroorganismu biomasa (vairāk ir labāk) / Microbial biomass (more is better)	75–700 mg C kg ⁻¹
Kopējais slāpekļlis (vairāk ir labāk) / Total nitrogen (more is better)	1.5–5.0 mg cm ⁻³
Kopējais C (virskārtas 7.5 cm) / Total C (topsoil 7.5 cm)	15–50 mg cm ⁻³

tās funkcijas, kuras raksturīgas attiecīgam augsnes izmantošanas veidam vai apstākļiem. Augsnes kvalitātes galveno indikatoru kritiskās vērtības, ko piedāvājis Karlen ar līdzautoriem (Karlen, Wollenhaupt et al., 1994), parādītas 2. tabulā.

Augsnes kvalitātes indikatoru kritisko vērtību noteikšana un izmantošana nav gluži neapgūta joma, taču slēpj sevī arī ļoti daudz nezināmā. Vislielākā praktiskā pieredze uzkrāta, vērtējot LIZ auglības parametrus. Latvijā, tāpat kā citās pasaules valstīs, ir izstrādāti augsnes auglības optimālie parametri, noteikti galveno augu barības elementu un organiskās vielas nodrošinājuma līmeņi augsnē un veikts augšņu grupējums pēc apmaiņas skābuma u.c. rādītājiem (Timbare, Reinfelde, 2002). Taču šie augsnes īpašību rādītāji nesniedz pietiekamu informāciju pat par augsnes spēju pildīt tās galveno funkciju, t.i., pilnā mērā nodrošināt ilgspējīgu lauksaimnieciskās produkcijas ražošanu. Mērķtiecīgai augsnes kvalitātes izmaiņu novērtēšanai katrā konkrētā gadījumā nepieciešams zināt: 1) augsnes izmantošanas mērķi; 2) kādas augsnes funkcijas tiks pakārtotas

šim mērķim; 3) kādi procesi nodrošina vajadzīgās funkcijas; 4) kuras augsnes īpašības apraksta šos procesus un kādas ir īpašību kritiskās vērtības; 5) vai ir nepieciešamība izvēlēties papildu indikatorus, ja kāda no īpašībām pati par sevi nav izvērtējama; 6) vai ir piemērotas metodes izvēlēto īpašību noteikšanai, metodiskais pamats un tehniskās iespējas augsnes paraugu iegūšanai, uzglabāšanai, izpētei un datu interpretācijai. Tāpēc pēdējā desmitgadē veiktie pētījumi galvenokārt veltīti augsnes kvalitāti raksturojošo rādītāju savstarpējās mijiedarbības noteikšanai, modelējot augsnē notiekošos procesus un prognozējot iespējamās izmaiņas ilgākā laika periodā. Lai pētījumos iegūtā informācija būtu starptautiski salīdzināma, pētījumos lietojamas starptautiski standartizētas augsnes paraugu noņemšanas un sagatavošanas metodes, kā arī kvalitātes indikatoru vērtību noteikšanas analītiskās metodes. Tiek rekomendēts augsnes kvalitātes vērtēšanu saistīt ar pastāvošajām augšņu klasifikācijas un kartēšanas sistēmām, augsnes īpašību monitoringa datiem, esošajām augsnes datu bāzēm u.c. informācijas

avotiem (Carter, 2002; Bieganowski, Skierucha, Walczak, 2004; De La Rosa, 2005; Toth, Stolbovoy, Montanarella, 2007; Pangos, Van Liedekerke, 2008).

Augsnes organisko vielu saturs un sastāvs kā augsnes kvalitātes izmaiņu indikators

Organiskās vielas (OV) augsnē ir viens no galvenajiem tās kvalitātes un produktivitātes rādītājiem. Daudzveidīgie organiskā oglekļa savienojumi nodrošina svarīgākās augsnes funkcijas un augsnes ilgtspēju un palīdz uzturēt vides kvalitāti. Sauszemes ekosistēmās lielākā daļa akumulētā organiskā oglekļa atrodas tieši augsnēs – ganībās un daudzgadīgajos kultūraugos vairāk nekā 95%, bet aramzemēs līdz pat 100% no to kopējā daudzuma šāda veida ekosistēmā (Robert, Nortcliff et al., 2004; Stolbovoy, Montanarella, 2008).

Organiskā oglekļa uzkrājums augsnē veidojas no ieneses ar augu, dzīvnieku un mikroorganismu atliekām un ir atkarīgs no tā, cik strauji noris dažādo organisko un organominerālo savienojumu mineralizācija. Neskatoties uz salīdzinoši lielo organiskās masas ienesi, humusa krājumu pieaugums augsnē izmainās salīdzinoši nedaudz, un to nodrošina pasīvās organisko savienojumu frakcijas (daļa organominerālo kompleksu, kokogle u.c.), kas praktiski nepakļaujas noārdīšanās procesiem. Tā, apstrādājot lielu informācijas apjomu par holocēna augsnēm, noskaidrots (Schlesinger, 1990), ka daudzu tūkstošu gadu laikā organiskā oglekļa satura pieaugums tajās visumā ir bijis lēns. Tas svārstās no 0.2 g m⁻² C gadā polāros apgabalos līdz vairāk nekā 10 g m⁻² C gadā meža ekosistēmās, bet vidēji pa visām ekosistēmām veido apmēram 2.4 g m⁻² organiskā oglekļa gadā. Kā atzīmē pētījuma autors, viskrasākās izmaiņas augsnes organiskās vielas bilancē notiek, izjaucot pastāvošos vides apstākļus. Par to liecina virkne pētījumu Eiropas valstīs (Dersch, Boehm, 1997; Sleutel, De Neve, Hofman, 2003; Janssens, Freibauer et al., 2004), kur, gan veicot novērojumus, gan arī modelējot situāciju, ir pierādīties, ka klimatisko apstākļu un arī zemes lietošanas veida izmaiņu rezultātā organiskā oglekļa saturs aramzemē vairāku pēdējo desmit gadu laikā vidēji gadā ir samazinājies, piemēram, Beļģijā par 76 g m⁻², bet Austrijā par 24 g m⁻² (vidēji ES – par 70 g m⁻² C gadā). Samērā ievērojami organisko vielu zudumi atzīmēti pēc kūdraugšņu nosusināšanas (0–47 g m⁻² C gadā), kā arī sakarā ar kūdras ieguvī un izmantošanu lauksaimniecībā un enerģijas ieguvei (vidēji 0–36 g m⁻² C gadā). Organiskā oglekļa uzkrāšanās augsnēs notiek meža un zālāju ekosistēmās. Tā, meži Eiropā gadā no atmosfēras

piesaista vidēji 124 g m⁻² C, no kuriem 70% akumulējas koku biomasā, bet 30% – zemsedzē un augsnē, savukārt zālajos organiskā oglekļa uzkrājums augsnē vidēji sasniedz 60 g m⁻².

Organiskā oglekļa izvietojums augsnes profilā ir nevienmērīgs. Pētījumi globālā mērogā ir parādījuši, ka no kopējā augsnes profilā esošā organiskā oglekļa daudzuma apmēram puse atrodas augsnes virskārtas 30 cm biežā slānī, bet otra puse – 30–100 cm slānī (Batjes, 1996). Taču krājumu sadalījums starp virskārtu un dziļākiem slāņiem ir atkarīgs no veģetācijas tipa, zemes lietošanas veida un daudziem citiem faktoriem. Nozīmīga loma ir augu sakņu izplatībai augsnē, klimatam un māla saturam augsnē. Tā, piemēram, meža augsnē 0–20 cm slānī atrodas apmēram 50%, zālajos – ap 42%, bet krūmājos – 33% organiskā oglekļa no tā kopējā daudzuma augsnes 0–100 cm slānī. Organiskā oglekļa vertikālo izvietojumu meža augsnēs un zālajos apraksta nepārtraukta eksponentfunkcija, bet aramzemē uz aramkārtas robežas notiek krasi organisko vielu satura maiņa (Jobbagy, Jackson, 2000; Hiederer, 2009).

Lai varētu izsekot un prognozēt augsnes organisko vielu sastāva un satura atšķirības dažādos zemes izmantošanas veidos, kā arī iespējamās izmaiņas, notiekot lietošanas veidu nomaiņai, jāizzina dažādu organisko savienojumu un to frakciju uzkrāšanās un pārveidošanās likumsakarības.

Jēdziens „augsnē organiskā viela” ietver sevī ļoti daudzveidīgu un dinamisku organisko savienojumu klāstu, kurus pēc to pazīmēm pieņemts iedalīt vairākās grupās. Lai gan absolūti lielāko daļu no augsnes organiskās vielas veido specifiskās humusvielas, liela nozīme ir arī citām sastāvdaļām. Stevenson (1994), balstoties uz to, kādā mērā dažādās sastāvdaļas pakļaujas mikroorganismu iedarbībai, augsnes organiskās vielas iedala **aktīvajā** un **stabilajā**. Aktīvā augsnes organisko vielu daļa sastāv no augu atliekām, tā saucamās **gaišās** frakcijas, augsnes mikroorganismu biomasas un ar minerālvieļām nesaistītām nehumificētām vielām, kas salīdzinoši viegli pakļaujas mineralizācijai. Savukārt **stabilo** daļu veido pasīvais humuss, kas ne tikai kalpo par augu barības vielu rezervi, bet arī būtiski ietekmē daudzās augsnes īpašības.

Atmirušās augu atliekas, kas atrodas augsnes virspusē, Stevenson (1994) sauc par makroorganisko vielu. Tai ir liela ietekme augu barības elementu apritē meža un zālaugu ekosistēmās. Pēc tam kad augsnes makrofauna šīs atliekas sajauc ar minerālo daļu, augsnē veidojas **gaišā** frakcija, kura sastāv no augu atlieku sadalīšanās procesā veidojošos savienojumu

grupām. Gaišā frakcija ir ļoti dinamiska, tās daudzums svārstās sezonāli, bet visvairāk to ietekmē svaiga organiskā materiāla iestrāde augsnē. Šo frakciju no makroorganiskās vielas izdala, lietojot šķīdinātājus, kuru blīvums ir 1.6–2.0 g cm⁻³.

Mikroorganismu biomasu veido augsnes baktērijas, sēnes, aļģes, nematodes u.c. Šie mikroorganismi ne tikai veic augu atlieku adalīšanu, nodrošinot sevi un augus ar nepieciešamajām barības vielām, bet arī paši ir labils augu barības elementu avots. Biomasas ogleklis veido 1–3% no kopējā augsnes organiskā oglekļa daudzuma. Frakciju nosaka pēc izdalītās ogļskābās gāzes daudzuma, inkubējot dabisku un ar hloroformu fumigētu augsni. Mīrušie mikroorganismi sadalās vieglāk un ātrāk. Savukārt stabilo humusu veido humīns, brūnās un pelēkās humīnskābes, himatomelānskābes un fulvoskābes (Stevenson, 1994). Šis iedalījums palīdz izprast pārmaiņas, kas notiek gan augsnes virspusē, gan arī pašā augsnē, ļauj novērtēt augsnes organisko vielu dinamisko dabu un orientēties, kā un cik lielā mērā augsnes izmantošana un tās apstrāde ietekmē augu barības elementu pieejamību un citas izmaiņas augsnē.

Baldock un Nelson (2000) sniedz augsnes organiskās vielas frakciju detalizētāku skaidrojumu, akcentējot arī to ķīmisko sastāvu un sastāva potenciālās izmaiņas augsnē notiekošajos procesos. Kā pirmo autori apraksta šķīstošo organiskā oglekļa savienojumu grupu, kuru veido augsnes šķīdumā izšķīdušie augu sakņu izdalījumi, mineralizācijas procesa un mikroorganismu metabolisma produkti. Pēc ķīmiskā sastāva tie ir ogļhidrāti, ogļūdeņraži, polifenolu grupas savienojumi, alifātiskās, aromātiskās un aminoskābes, bet no humusvielām tās pārsvarā ir fulvoskābes. Šīs augsnes organiskā oglekļa frakcijas koncentrācija aramkārtā veido 5–50 mg L⁻¹ C, bet B un C horizontos – 0.5–5 mg L⁻¹ C. Šī frakcija vairāk izteikta ir skābā vidē, un tā saistās ar Ca, Al un Fe, kā arī adsorbējas uz smalki dispersām virsmām.

Nākamo augsnes organisko vielu frakciju – cietdaļiņu organisko oglekli (*particulate/macroorganic organic carbon*) – veido augu atlieku daļiņas dažādās sadalīšanās pakāpēs. Tas ir augu izcelsmes materiāls, kas var saturēt arī sēņu hifas, sporas, ziedputekšņus, augsnes mikrofaunas skeletus u.c., un tas kalpo par enerģijas avotu un barības vielu augsnes organismiem, kā arī par augu barības elementu avotu. Makroorganisko frakciju izdala sijājot, un pēc izmēriem tās zemākā robeža sakrīt ar smilts frakcijas apakšējo robežu, t.i., 0.02 mm.

Pēc ķīmiskā sastāva organisko vielu daļiņas, kuru izmēri ir intervālā no 0.25 līdz 2.5 mm, atbilst augu materiāla sastāvam, bet, izmēram samazinoties, organiskajā materiālā samazinās O–alkil– grupu un palielinās alkil– un aromātisko oglekļa atvasinājumu īpatsvars, jo ogļūdeņražu struktūru ir noārdījuši mikroorganismi, atstājot lignīna un alifātiskās struktūras.

Vissmalkāko daļu (ap 0.02 mm) veido mikroorganismu metabolisma produkti un humificēts materiāls, kas adsorbēts uz minerālu virsmām. No makroorganiskās frakcijas **gaišo** augsnes organisko vielu frakciju izdala, nostādinot to virs blīviem (1.6–2.0 g cm⁻³) šķīdumiem. Gaišās frakcijas savienojumi augsnē ir vai nu brīvā veidā, bez redzamas sasaistes ar minerālo daļu, vai arī cieši ieslēgti augsnes agregātos. Tā kā minerālo augsnes daļiņu blīvums ir lielāks par 2 g cm⁻³, bet organisko – mazāks par vai vienāds ar 1 g cm⁻³, tad pēc blīvuma iespējams spriest arī par organisko vielu mijiedarbību ar dažādām augsnes granulometriskā sastāva frakcijām. Produkts, kas paliek pāri pēc ūdenī šķīstošo organisko savienojumu un makroorganiskās frakcijas atdalīšanas, ir amorfs organisks materiāls – augsnes humuss. Humusa nozīmi, sastāvu un īpašības vispilnīgāk raksturo Tjurina (Тюрин, 1965) fundamentālo pētījumu rezultāti.

Tā kā organiskie savienojumi augsnē ķīmiski, fizikāli ķīmiski un fizikāli ir saistīti ar augsnes minerālo daļu, piemēram, organominerālu kompleksu veidā, struktūragregātos u.c., Christensen (1992; 1996) augsnes organisko vielu mineralizāciju un pārvērtības piedāvā skatīt augsnes fizikālo frakciju kontekstā. Atbilstoši viņa modelim organisko savienojumu ienese augsnē notiek ar virszemes biomasas atliekām un augsnē izvietoto sakņu, dzīvnieku un mikroorganismu atliekām, kas visas pakļautas mikrobioloģiskiem pārveides procesiem. Ieneses šķīstošā daļa nepastarpināti nonāk mikroorganismu biomasā, kur transformācijas rezultātā izveidojušies specifiskie savienojumi saistās ar māla, putekļu un smilts frakciju daļiņām stabilu organominerālu kompleksu veidā un tajos ietilpstošais organiskais ogleklis veido galvenos augsnes organiskās vielas resursus. Šādā veidā saistītā organiskā oglekļa lielākā koncentrācija attiecas uz minerālajām daļiņām, kuru izmēri ir mazāki par 5 mikrometriem. Tikai pēc tam notiek saistīšanās ar rupjāka izmēra mehāniskajiem elementiem, taču ar smilts frakciju saistītās organiskās vielas kompleksi uzrāda lielāku stabilitāti un to aprites cikls aizņem vairākas

Augsnes organiskās vielas (OV) frakciju un agregātos ietvertās OV aprites laiks
Turnover of soil organic matter (SOM) fractions and SOM in soil aggregates

Organiskās vielas veids / Kind of soil organic matter	Aprites laiks (gadi) / Turnover time (years)
Augsnes OV frakcijas / SOM fractions:	
augu atliekas / plant residues	0.5–2
mikroorganismu biomasā / microbial biomass	0.1–0.4
makroorganiskā viela / macroorganic matter	1–8
gaišā frakcija / light fraction	1–15
OV augsnes agregātos / SOM in soil aggregates:	
bezstruktūras augsnē / apedal soils	1–7
makroagregātos / macroaggregates (>0.25 mm)	1–23
mikroagregātos / microaggregates (0.02–0.25 mm)	3–80
saistīts ar putekļu un mālu daļiņām / fixed on silt and clay particles (<0.02 mm)	5–1000

desmitgades, t.i., sadalās lēnāk nekā ar smalkākām minerālajām daļiņām saistītie kompleksi.

Mikroorganismu biomasā esošais ogleklis veido salīdzinoši nelielu augsnes organiskās vielas daļu, taču mineralizācijas un humifikācijas procesos kalpo par starpnieku starp organisko atlieku ienesi, sadalīšanās produktu nešķīstošo daļu un organominerālajiem kompleksiem. Organisko oglekli saturošo vielu pārveidošanās ātrumu ietekmē bioloģiski nozīmīgi faktori, starp kuriem svarīga vieta ir augsnes temperatūrai, mitrumam, kā arī citām augsnes īpašībām.

Savukārt ieneses nešķīstošā daļa veido gan to augsnes organisko vielu frakciju, kas tālāk tiek pakļauta vides apstākļu izraisītām pārvērtībām, gan arī humusa inerto daļu, kā arī iekļaujas augsnes struktūragregātu sastāvā. Šīs ar augsnes minerālo daļu nesaistītās organiskā oglekļa savienojumu frakcijas un to sastāvā esošie savienojumi atšķirīgā mērā ir pakļauti sadalīšanās procesiem, kas galvenokārt ir saistīts ar apkārtējās vides apstākļiem. Tā, piemēram, zemās temperatūrās un palielināta mitruma apstākļos organisko savienojumu sadalīšanās noris lēnāk un notiek to akumulācija. Savukārt intensīvi izmantotajās zemēs dominē sadalīšanās procesi (Bremer, Janzen, Johnston, 1994). Tomēr arī šādos apstākļos atšķirīgos zemes izmantošanas veidos iespējama vēra ņemama organiskā oglekļa daudzuma uzkrāšanās. Visuzskatāmāk tas novērojams daudzgadīgājo zālāju un mežu ekosistēmā, jo organisko atlieku ienese šeit ir ievērojama, kaut arī sezonāli un teritoriāli tā var būt visai atšķirīga (Boone, 1994). Zemes apstrādes gaitā šī nešķīstošo organisko savienojumu daļa

tiek ietverta un saistīta arī augsnes makroagregātu sastāvā, tādējādi veidojot fizikāli stabili organiskā oglekļa uzkrājumu, kura aprite notiek (atkarībā no izcelsmes un sastāva) laikā no dažiem mēnešiem līdz pat vairākiem gadiem (Mann, 1986; Beare, Cabrera et al., 1994; Post, Kwon, 2000). Augsnes organiskās vielas dažādu frakciju pārvērtību procesu ilgumu un apriti raksturo 3. tabulas dati (Carter, 2001).

Atkarībā no tā, kāds organiskais materiāls nonāk augsnē, lielā mērā ir atkarīga augsnes organisko vielu kvalitāte un spēja nodrošināt dažādas augsnes funkcijas. Organiskās vielas augsnē ir augu barības elementu rezerve, kas jūtami ietekmē augsnes fizikālās, fizikāli mehāniskās un ķīmiskās īpašības, tās konsistenci, un ir svarīgs priekšnoteikums ūdensizturīgas struktūras izveidošanā; līdz ar to struktūragregātos ietvertai organiskai vielai ir svarīga loma ūdens un gaisa režīma regulēšanā augsnē un ūdens infiltrācijas un caurlaidības veicināšanā (Carter, 2002).

Virszemes un augsnē esošo organisko atlieku, to sadalīšanās un humifikācijas produktu daudzums, pārveidošanās un pārvietošanās ātrums, kā arī dislokācija augsnē galvenokārt ir atkarīgi no ekosistēmas tipa, kurā tās veidojas un akumulējas, un arī no zemes lietošanas veida. Lauksaimniecībā intensīvi izmantojamās zemēs virszemes augu atliekas un arī saknes tiek mehāniski sajauktas ar augsnes virsējo slāni. Daudzgadīgos zālajos, pļāvās un ganībās virszemes atmiruši augu masa vai pēcpļaujas atliekas sadalās turpat uz vietas un tikai atsevišķās vietās dzīvnieku vai tehnikas iedarbības rezultātā sajaucas ar augsni. Arī šo augu sakņu masa un sakņu izdalījumi

tālāk sadalās un nonāk tiešā kontaktā ar augsnes minerālo daļu. Šāda veida atšķirības līdz ar klimatisko apstākļu īpatnībām ietekmē mikrobioloģisko procesu aktivitāti, organisko vielu saturu augsnē un tās sastāvu, kā arī organisko vielu mijiedarbību ar augsnes minerālo daļu. Rezultātā, pielietojot atšķirīgus zemes lietošanas veidus, augsnēm izveidojas dažāda humusa bilance, atšķirīgas fizikālās īpašības, gaisa un mitruma režīms, oksidēšanās–reducēšanās procesu intensitāte, augu barības elementu pieejamība un migrācija (Post, Kwon, 2000; Swift, 2001; Baritz, De Neve et al., 2004; Sukkel, Van Geel, de Haan, 2008).

Kad dabisko veģetāciju nomaina ar intensīvu augsnes apstrādi un izmantošanu kultūraugu audzēšanai, notiek strauja organisko vielu satura samazināšanās. To izraisa gan organiskās masas ieneses apjoma samazināšanās, gan, vēl būtiskāk – tās sastāva izmaiņas, jo biomasā samazinās grūti sadalāmās, nešķīstošās frakcijas savienojumu īpatsvars. Turklāt intensīva augsnes apstrāde ne tikai nodrošina labvēlīgu vidi mineralizācijas procesu norisei, bet arī noārda struktūragrēgātus, tādējādi pakļaujot mineralizācijai arī augsnes agrēgātos ieslēgtos organiskos savienojumus. Šī iemesla dēļ organiskā oglekļa satura samazināšanās augsnes virskārtā (0–20 cm) dažādos pētījumos, kas veikti atšķirīgos agroklmatiskos apstākļos, 20–50 gadu laikā ir sasniegusi pat 50%, bet augsnē līdz 100 cm dziļumam – apmēram 30% (Post, Kwon, 2000; Murty, Kirschbaum et al., 2002; Shevtsova, Romanenkov et al., 2003; Bravo-Garza, Bryan, 2005; Celik, 2005). Arī Davidson un Ackerman (1993) norāda, ka, intensīvi izmantojot meža vai zālaugu agrāk aizņemtās zemes, organiskā oglekļa zudumi augsnē turpina samazināties vismaz 20 gadus, lielāko kritumu uzrādot tieši pirmajos 5 gados pēc zemes lietošanas veida maiņas.

Pretēja rakstura organisko vielu izmaiņu dinamika augsnē norisinās tad, kad lauksaimniecībā intensīvi izmantojamās zemes tiek transformētas zālaugu audzēšanai. Organisko vielu uzkrāšanās augsnē palielinās, pateicoties virszemes augu atliekām un salīdzinoši lielajai sakņu masai, t.i., lielākai organisko vielu ienesī augsnē, kā arī samazinātai augsnes apstrādei. Organiskā oglekļa uzkrāšanās augsnē veicina praktiski visi agrotehniskie pasākumi, kas uzlabo zemes produktivitāti. Novērojumi vairāk nekā 100 pētījumu vietās parādījuši, ka zālaugu ekosistēmās organiskā oglekļa uzkrāšanās galvenokārt novērojama augsnes virskārtā 0–10 cm slānī (Romkens, Van der Pflicht, Hassink,

1999; Conant, Paustian, Elliott, 2001).

Daudz pētījumu pievēršas augsnes organisko vielu satura izmaiņām sakarā ar augsnes apstrādes veida izmaiņu. Tā, analizējot 17 izmēģinājumu rezultātus, Smith ar kolēģiem (Smith, Powlson et al., 1998) konstatējis, ka augsnes apstrādes intensitātes samazināšana, pārejot no konvencionālās uz bezapstrādi, palielina augsnes organiskā oglekļa saturu par $0.73 \pm 0.39\%$ gadā. Izmaiņas ir ilgstošas, un jaunu līdzsvaru augsnes organiskās vielas sasniedz tikai 50 līdz 100 gadu laikā. Autori uzsver, ka šāda augsnes apstrādes maiņa izraisa organiskā oglekļa satura pieaugumu galvenokārt augsnes virskārtas 8 cm biezā slānī, mazāk tas izteikts 8–15 cm dziļumā, bet dziļāk par 15 cm izmaiņas praktiski vairs netiek novērotas. Novērtējot audzēto kultūraugu ietekmi (West, Post, 2002), secināts, ka, nomainot konvencionālo augsnes apstrādi ar minimālo, organiskā oglekļa uzkrāšanās nav konstatēta kviešu–papuves sistēmā, kā arī pārejot no kukurūzas monokultūras uz kukurūzas–sojas audzēšanu. Līdzīgi secinājumi gūti arī citos pētījumos (Kern, Johnson, 1993), kur akcentēts, ka tikai daļēji samazināta augsnes apstrādes intensitāte neuzrāda tik būtiskas augsnes organisko vielu satura izmaiņas.

Konvencionāla monokultūru sistēma arī noved pie augsnes organisko vielu degradācijas un satura samazināšanās. Izmēģinājumos Polijā (Rychcik, Adamiak, Wojciak, 2006), monokultūrā audzējot ziemas kviešus, tritikāli un auzas, organisko vielu saturs augsnē praktiski palika nemainīgs, bet zirņu un pupu bezmaiņas sējumi 12 gadu laikā organisko vielu saturu augsnē samazināja; savukārt variantos ar rudziem, kartupeļiem un cukurbietēm – atšķirībā no augsekas laukiem – humusa sastāvā sāka dominēt fulvoskābes. Arī Vācijā (Susyan, Wirth, 2010) 10 gadus monokultūrā audzētā kukurūza un rudzi nav izmainījuši augsnes organiskā oglekļa saturu, taču ir konstatēts atšķirīgs organisko savienojumu frakcionālais sadalījums. Augsnē, kur monokultūrā audzēti rudzi, konstatēts 2 reizes lielāks makroorganiskās vielas (augu atliekas dažādās sadalīšanās pakāpēs) frakcijas saturs nekā kukurūzas laukā un līdz ar to arī straujāka organiskā oglekļa aprīte, savukārt lielāka organisko vielu akumulācija augsnes mikroagregātu sastāvā noteikta, audzējot monokultūrā kukurūzu. Arī izmēģinājumos Polijā (Dabek-Szreniawska, Balashov, 2007) secināts, ka monokultūras sējumos augsnē dominē labilās makroorganiskās vielas, kas viegli pakļaujas mineralizācijai, bet, salīdzinot ar organisko un konvencionālo sistēmu, mazāk uzkrājas stabilie

humusa komponenti, tāpēc monokultūras noplicina augsnes organiskās vielas krājumus un samazina augsnes auglību.

Pēdējā laikā vairākās Eiropas valstīs un arī citviet pasaulē sakarā ar klimata izmaiņām un pārprodukciju lauksaimniecībā labi iekultivētās lauksaimniecībā izmantojamās zemes tiek apmežotas. Meža ekosistēma akumulē savā biomasā lielāku daudzumu oglekļa nekā attiecīgajās platībās audzētie lauka kultūraugi, tādējādi samazinot atmosfēras ogļskābās gāzes koncentrāciju un sekmējot globālo vides problēmu mazināšanu. Pētījumos noskaidrots (Bouwman, Leemans, 1995; Rosenqvist, 2007; Bolliger, Hagedorn et al., 2008), ka meža audzes aktīvas augšanas periodā līdz 45 gadu vecumam savā biomasā saista divreiz vairāk oglekļa nekā vecāks mežs, bet kopumā meža ekosistēma (virszemes un sakņu masa, O horizonts un minerālaugsnes 25 cm virskārta) oglekļa uzkrājumu gadā palielina par 2.8 Mg ha⁻¹. Apmēram trešdaļa no tā uzkrājas tieši augsnē un veido ap 0.8 Mg ha⁻¹ C gadā.

Mežā, salīdzinot ar apstrādājamām zemēm, kur liela daļa izaudzētās biomasas tiek novākta, palielinās organisko vielu ienese augsnē, taču uzkrājums veidojas galvenokārt O horizontā. No organiskās vielas horizonta augsnes minerālajā daļā (0–60 cm) var pāriet līdz pat 90% šķīstošo organisko savienojumu, kuru tālākā mineralizācija to specifiskā sastāva dēļ ir apgrūtināta. Ar nokrišņiem, kas izgājuši cauri lapotnei un O horizontam, augsnes minerālajā daļā gadā nonāk 250–310 kg ha⁻¹ izšķīdušu organisko oglekļa un 8–9 kg ha⁻¹ organisko slāpekļa savienojumu, kuru saistīšanās augsnē ir atkarīga no oksalāta šķīdumā ekstrahējamā Al un Fe satura, tādējādi izraisot augsnes organisko vielu kvalitatīvas izmaiņas. Organiskā oglekļa uzkrāšanās tendences vairāk raksturīgas vājāk iekultivētām smiltis augsnēm. Savukārt smagāka granulometriskā sastāva augsnēs ar augstu augu barības elementu nodrošinājumu pat 30 gadus pēc apmežošanas organiskā oglekļa krājumi augsnes minerālajā daļā samazinās.

Karltun ar kolēģiem (Karltun, Harrison et al., 2005) uzsver, ka pēc lauksaimniecībā izmantojamās zemes apmežošanas iespējama iepriekšējā zemes lietošanas periodā aramkārtā uzkrāto organisko vielu pastiprināta mineralizācija, kas zināmā mērā limitē organiskā oglekļa krājumu palielināšanos meža augsnes minerālajā daļā. Citi pētījumi (Vesterdal, Ritter, Gundersen, 2002) par lauksaimniecības zemes transformāciju mežā (ozolu audze un Norvēģijas egles audze) rāda, ka egļu audze saista biomasā

4 reizes vairāk oglekļa nekā ozoli, taču tas neattiecas uz organiskā oglekļa saturu un uzkrājumu augsnē. Neskatoties uz audzēto koku sugu, organisko vielu uzkrājums un saturs augsnē bijis līdzīgs. Galvenais organisko vielu uzkrājums novērots meža augsnes virsējā 5 cm slānī. Turpretī dziļāk augsnē (5–25 cm) organisko vielu saturs 30 gadu laikā pakāpeniski samazinājies, pie kam 15–25 cm slānī samazinājums ir bijis būtisks. Tā, virsējā slānī organiskā oglekļa daudzums šajā laikā palielinājies par 3.8 Mg ha⁻¹, bet samazinājies par 7.1 un 8.4 Mg ha⁻¹ attiecīgi augsnes 5–15 cm un 15–25 cm slānī. Līdz ar to labi iekultivētas augsnes apmežošana ir samazinājusi organisko vielu krājumus augsnes aramkārtas slānī par 11.8 Mg ha⁻¹. Eksperimentā paralēli veiktā tās pašas zemes transformācija par ganībām līdzīgā dziļumā attiecīgajā laika periodā uzrādījusi 72 Mg ha⁻¹ lielu organiskā oglekļa masas uzkrājumu.

Līdzīgas tendences konstatētas Jug, Rehfuess un Hofmann-Schielle (1999) pētījumā, iekultivētu tūrumu vietā ierīkojot ātraudzīgo kārklu, apšu un vītulu audzes. Tur jau 9 gadu laikā augsnes virskārtā dziļāk par 20 cm bija vērojams organiskā oglekļa satura ievērojams kritums. Pētījumu autori gan apgalvo, ka šāda tendence raksturīga, apmežojot labi iekultivētas augsnes, un novērojama tikai meža attīstības pirmajās desmitgadēs, kamēr procesi augsnē iegūst jaunu līdzsvaru – nostabilizējas organisko vielu ienese, mikrobioloģiskie procesi, organiskā materiāla sadalīšanās un pārvietošanās augsnes profilā. Jackson ar kolēģiem (Jackson, Banner et al., 2002) atzīmē, ka arī krūmāju ieviešanās zālaugu ekosistēmā nevis veicina organisko vielu akumulāciju augsnē, kā ir bijis pieņemts domāt, bet gan būtiski to samazina. Tādējādi apgalvojums, ka meža ekosistēmā augsne ievērojami bagātinās ar organiskām vielām, vismaz meža audžu augšanas sākuma periodā, ne vienmēr ir pamatots.

Organiskā oglekļa krājumu samazināšanos augsnes minerālajā daļā, īpaši kokaudžu attīstības pirmajos 30 gados, apliecina arī vairāki citi pētījumi (Post, Kwon, 2000; Paul, Polglase et al., 2002; Guo, Gifford, 2002; Vesterdal, Rosenqvist et al., 2006), skaidrojot to ar salīdzinoši nelielu nobiru daudzumu šajā periodā, nedzīvajā zemsegā akumulēto organisko vielu lēnāku sadalīšanos un limitētu nonākšanu augsnes dziļākos slāņos. Lielākais organisko vielu krājumu samazinājums augsnes minerālajā daļā konstatēts, apmežojot pļavas un ganības. Savukārt transformējot graudaugu un rušināmaugu audzēšanai agrāk izmantoto zemi, augsnē dažkārt novērots arī organisko vielu satura pieaugums. Organiskā oglekļa

Zemes lietošanas veida (ZLV) maiņas ietekme uz organiskā oglekļa daudzumu augsnē
C_{org} changes in soil depending on land use pattern

ZLV maiņa / Land use change	Izmaiņas, Mg ha ⁻¹ C gadā / Annual C changes, Mg ha ⁻¹		Ticamība (ekspertu slēdziens) / Plausibility (expert decision)	Literatūras avots / Source
	zudumi / losses	pieaugums / increase		
Aramzeme – zālājs / Arable land – ley	–	0.3–1.9	maza / low	Soussana, Loiseau et al., 2004
Aramzeme – mežs / Arable land – forest	–	0.3–1.4	augsta / high	Freibauer, Rounsevell et al., 2004
Aramzeme – ilggadīgas ganības / Arable land – pastures	–	0.27	maza / low	Post, Kwon, 2000
Zālājs – aramzeme / Ley – arable land	0.95–1.7	–	maza / low	Soussana, Loiseau et al., 2004; Freibauer, Rounsevell et al., 2004
Zālājs – mežs / Ley – forest	–	0.10	maza / low	Soussana, Loiseau et al., 2004
Mežs – aramzeme / Forest – arable land	0.6	–	vidēja / medium	Freibauer, Rounsevell et al., 2004
Mežs – zālājs / Forest – ley	0.1	–	maza / low	Soussana, Loiseau et al., 2004
Agromežsaimniecība / Agroforestry	–	0.52–0.74	maza / low	Sharrow, Ismail, 2004
Kūdrāja kultivēšana / Cultivation of peatlands	2.2–5.4	–	maza / low	Freibauer, Rounsevell et al., 2004

krājumu izmaiņas augsnē pēc apmežošanas ir atkarīgas ne tikai no iepriekšējā zemes izmantošanas veida, bet arī no klimatiskajiem apstākļiem, cilmieža, augsnes tipa, granulometriskā sastāva, augu barības elementu nodrošinājuma līmeņa, koku sugas, meža vecuma u.c. faktoriem. Neskatoties uz to, ka meža ekosistēma saista lielu daudzumu oglekļa, tieši minerālaugsnes tiek uzskatītas (Christensen, 1992; Six, Conant et al., 2002) par stabilāko oglekļa piesaistīšanas vidi, jo izveidojušies augsnes organo-minerālie kompleksi vājāk pakļaujas mineralizācijas procesiem un ir ilgstoši noturīgi, salīdzinot ar oglekļa savienojumiem nedzīvajā zemsegā.

Iepriekšminētā augsnes organisko vielu saturs un uzkrājumu samazināšanās var būtiski izmainīt

augsnēs kvalitāti, kad lauksaimniecībā izmantojamās zemēs uzsāk enerģētisko augu, tai skaitā atsevišķu koku sugu, kultivēšanu. Atjaunojamās enerģijas resursu un tehnoloģiju izpēte devusi impulsu politikiem un enerģijas ražotājiem plānot lielu aramzemes un zālaugu platību transformēšanu līdz šim maz izpētītam zemes izmantošanas veidam (Grigal, Berguson, 1998). Aprēķināts (Fischer, Prieler et al., 2010), ka, būtiski neietekmējot pārtikas un lopbarības ražošanas apjomus, 2030. gadā ES un īpaši Austrumeiropas valstīs ap 44–53 miljoni hektāru pašreizējo iekultivēto zemju varētu tikt izmantoti enerģētisko augu audzēšanai. Diemžēl šobrīd ir salīdzinoši maz pētījumu, kas ļautu prognozēt šāda zemes

izmantošanas veida ietekmi uz augsnes īpašībām, tai skaitā uz augsnes humusa bilanci. Audzējot atšķirīgus biomasas augu veidus (ātraudzīgos kokus, zālaugus u.c.), organisko vielu ienese augsnē gan kvantitatīvi, gan pēc ķīmiskā sastāva būs dažāda. Atsevišķi zinātnieki (Lasch, Kollas et al., 2010) prognozē, ka, piemēram, audzējot kārkļus un iegūstot vidēji 7.47 Mg ha^{-1} koksnes sausnes gadā, augsnes organiskā oglekļa pieaugums augsnē būs $0.81 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ C}$ gadā. Citi pētījumi Vācijā (Kahle, Hildebrand et al., 2007) parādījuši, ka, audzējot papeles un vītulus biomasas ražošanai iekultivētā smilts augsnē, 12 gadu laikā ir palielinājies gan organiskā oglekļa, gan arī slāpekļa saturs augsnes virskārtā, taču C:N attiecība ir paplašinājusies, jo slāpekļa īpatsvars organiskajās atlikās, kas nonāk augsnē, ir samazinājies. 4. tabulā ir apkopoti literatūrā sastopamie dati par zemes lietošanas veida ietekmi uz organiskā oglekļa izmaiņām augsnē².

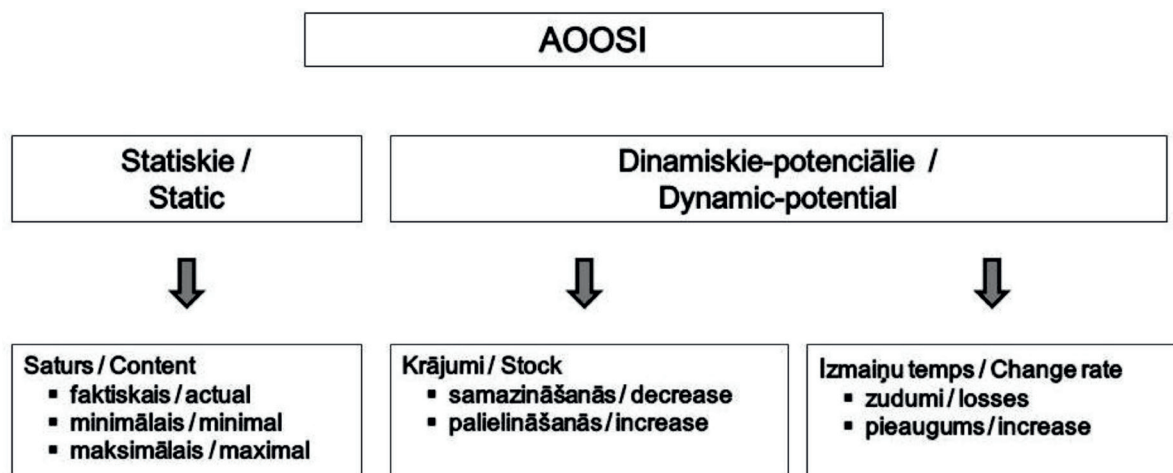
No iepriekšminētā izriet, ka ir daudz faktoru, kas nosaka organisko vielu satura izmaiņas un šo izmaiņu ātrumu, kad notiek vai tiek veiktas radikālas pārmaiņas augsnes izmantošanā un apstrādē. Svarīgākie faktori, kas ietekmē augsnes organisko vielu satura uzturēšanu un palielināšanu, ir: 1) organiskās masas ieneses palielināšana; 2) grūtāk noārdāmo organisko savienojumu īpatsvara pieaugums augsnē jaunveidojamā organiskajā vielā; 3) organiskās masas iestrāde dziļākos augsnes slāņos mehāniski vai arī veicinot augsnes dzīvo organismu darbību; un 4) izturīgas augsnes struktūras veidošanās nodrošināšana.

Kādam jābūt organisko vielu saturam augsnē, lai tiktu nodrošināta tās funkciju pilnvērtīga realizācija un arī augsnes ilgtspējīga izmantošana? Pētījumos par augsnes fizikālajām īpašībām un tās ietekmējošiem faktoriem (Greenland, Rimmer, Quirk, 1975) konstatēts, ka, organiskā oglekļa saturam augsnē pazeminoties zem 2% robežas, būtiski samazinās augsnes struktūragregātu stabilitāte un līdz ar to arī citas augsnes īpašības. Turpmākie pētījumi un iegūto datu analīze (Carter, 2001; Loveland, Webb, 2003; Huber, Prokop et al., 2008) liecina, ka noteikt universālas kritiskās robežvērtības organisko vielu, kā arī to frakciju un komponentu saturam augsnē ir problemātiski un diez vai tādas vispār ir iespējamas. Tas tiek skaidrots ar augsnes organisko vielu neviennozīmīgo un daudzfunkcionālo dabu, kas atkarīga no ģeoklimatiskiem apstākļiem, zemes izmantošanas veida, augsnes tipa, augsnes apsaimniekošanas un citiem faktoriem.

Atsevišķi mēģinājumi (Feller, Beare, 1997) noteikt organisko vielu augstākās un zemākās pieļaujamās vērtības mūsdienās saistīti galvenokārt ar erozijai pakļautajām tropiskajām augsnēm, kur konstatētas lineāras sakarības starp organisko vielu satura izmaiņām atkarībā no putekļu un mālu frakciju satura augsnēs, kurās dominē kaolinīta un smektitīta tipa māla minerāli, kā arī saistībā ar virszemes noteces turbidimetriju, t.i., ūdeņu uzduļķojuma un organiskās vielas satura sakarībām. Arī Loveland, Webb un Bellamy (1999), pētot organiskā oglekļa satura un augsnes agregātu stabilitātes sakarības lielam skaitam augšņu paraugu, konstatējuši, ka kritiskās robežas ($C_{\min} < 2\%$ un $C_{\max} > 2.5\%$) atrodas salīdzinoši šaurā intervālā, bet oglekļa noteikšanas kļūda šajā intervālā ir 0.1%, tāpēc tiek uzskatīts, ka organiskā oglekļa saturs nav pietiekami labs indikators augsnes fizikālo īpašību izmaiņu prognozēšanai.

Citā publikācijā (Korschens, Weigel, Schulz, 1998) autori secina, ka tad, ja neņem vērā augsnes veidu, par kritisko organiskā oglekļa satura robežu varētu uzskatīt 1%, zem kuras tad vairs nav iespējams sasniegt potenciālo ražību. Tomēr viņi kritiski vērtē augsnes organisko vielu satura rādītāja kā augsnes īpašību un kultūraugu ražības izmaiņu indikatora nozīmību, norādot uz nepieciešamību plašāk pētīt tā saukto aktīvo frakciju ietekmi uz augsnes īpašībām dažādās augsnēs un atšķirīgos zemes izmantošanas veidos. Verheijen ar kolēģiem (Verheijen, Bellamy et al., 2005), pamatojoties uz Anglijas un Velsas augšņu apsekošanas datiem, konstatējuši, ka organiskā oglekļa saturs tīrumu un daudzgadīgo zālāju augsnēs variē zināmās robežās atkarībā no māla satura tajās un vidējās gada nokrišņu summas. Tā, smilts augsnēs zemākais C_{org} saturs ir bijis 0.5%, bet augstākais palielinājies no 1.6% (kad nokrišņu daudzums bijis <650 mm gadā) līdz 3.4% (800–1100 mm nokrišņu gadā). Savukārt māla augsnēs (māla saturs – 40–50%) zemākā robeža atkarībā no nokrišņu summas paaugstinājusies no 1.5% līdz 2.3% C_{org} , bet augšējā robeža – attiecīgi no 4.1% līdz 5.3% C_{org} . Pamatojoties uz pieejamo datu analīzi, Spink ar kolēģiem (Spink, Hackett et al., 2010) atzīmē, ka ir pilnīgi skaidrs, ka augsnes, kur organiskā oglekļa saturs pārsniedz 2%, spēj veikt savas funkcijas, taču satura pazemināšanās zem šīs robežas vienmēr jāizvērtē atsevišķi atkarībā no tā, vai tādējādi pasliktinās augsnes fizikālās īpašības, palielinās erozijas risks un vai tiek limitēta augsnes produktivitāte.

² http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/Patricia_Bruneau.PPS – Resurss aprakstīts 2011. gada 14. maijā.



1. att. Augsnes organiskā oglekļa statusa indikatoru (AOOSI) pamatstruktūra.
Fig. 1. Layout of indicators for monitoring of soil organic carbon status (AOOSI).

Lai būtu iespējams kontrolēt Eiropas Savienībā degradācijai potenciāli pakļauto lauksaimniecībā izmantojamo minerālaugšņu kvalitātes izmaiņas, Stolbovoy un Montanarella (2008) iesaka izmantot **Augsnes organiskā oglekļa statusa** indikatoru (AOOSI). To pamatstruktūra parādīta 1. attēlā.

Indikatoru izveide balstīta uz šādiem principiem: 1) augsnes organiskā oglekļa statusu nosaka atsevišķi katrai augsnes tipoloģijas vienībai; 2) faktiskais augsnes organiskā oglekļa saturs (C_{fakt}) (kg m^{-2} vai Mg ha^{-1} C) raksturīgs augsnes tipam, mainās atkarībā no bioklimatiskiem apstākļiem un augsnes apsaimniekošanas veida, kas nosaka organisko vielu ieneses–izneses attiecību; 3) minimālais organiskā oglekļa saturs (C_{min}) ir atkarīgs no augsnes granulometriskā sastāva un māla minerālu veida, bet ne no augsnes ģeogrāfiskās atrašanās vietas, un atbilst bioloģiski „inertajai” augsnes organisko vielu frakcijai; 4) maksimālais organiskā oglekļa saturs (C_{max}) ir lielākais tā daudzums, ko attiecīgā tipa augsne spēj akumulēt dotajos klimatiskajos apstākļos pie maksimālas ieneses un minimālas augu atlieku un humusa mineralizācijas; 5) augsnes organiskā oglekļa daudzuma izmaiņas notiek saskaņā ar eksponenciālu sakarību, t.i., tā uzkrāšanās straujāk notiek ar organiskām vielām nabadzīgās augsnēs, bet krājumi ātrāk sarūk augsnēs ar augstu organisko vielu saturu. Augsnes organiskā oglekļa kritisko līmeņu, kā arī izmaiņu apjoma un dinamikas aprēķiniem izmantojami autoru piedāvātie algoritmi (Stolbovoy, Montanarella, 2008). Taču tik detalizēti aprēķini prasa ievērojamu sākotnējo datu apjomu, kuru pieejamība nereti ir problemātiska. Tāpēc, izstrādājot indikatorus augsnes organisko vielu statusa izmaiņu un arī citu augsnes degradācijas risku novērtēšanai monitoringa

sistēmās, noteikti trīs galvenie (TOP3) indikatori: 1) augsnes organiskā oglekļa saturs (%) augsnes virskārtā; 2) augsnes organiskā oglekļa krājumi (Mg ha^{-1}); un 3) kūdras krājumi (Mt), neuzrādot to kritiskās vērtības, bet paredzot identificēt šo rādītāju izmaiņas laikā (Huber, Prokop et al., 2008).

Secinājumi

ES dalībvalstīs, no vienas puses, notiekot lauksaimniecības restrukturizācijai un daļējai LIZ transformācijai, bet, no otras puses, aktualizējot augsnes aizsardzības jautājumus, liela vērtība tiek pievērsta augsnes kvalitātes aspektiem. Tiek meklēti konceptuāli risinājumi augsnes kvalitātes būtības formulēšanai, kā arī tās raksturojošo rādītāju jeb indikatoru izvēlei. Ņemot vērā komplicēto sistēmu, kādu veido augsne un tajā notiekošie procesi, augsnes atšķirīgās funkcijas, kā arī daudzskaitlīgās variācijas, ko veido dabiskie apstākļi un antropogēnā ietekme, nav viegli atrast vienkāršu un universāli pielietojamu shēmu augsnes kvalitātes novērtēšanai un tās izmaiņu monitoringam.

Literatūra

1. Arshad, M.A., Martin, S. (2002) Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 88, No. 2, 153–160.
2. Baldock, J.A., Nelson, P.N. (2000) Soil organic matter. *Handbook of Soil Science*. Editor-in-chief M. E. Summer. CRC PRESS, Boca Raton, London, New York, Washington DC, B25–B84.

3. Baritz, R., De Neve, S., Barancikova, G., Gronlund, A., Leifeld, J., Katzensteiner, K., Koch, H.-J., Palliere, C., Romanya, J., Schaminee, J. (2004) Organic matter and biodiversity. Task group 5 on Land use practices and SOM. *Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection*. EUR 21319 EN/3. Eds L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.-R. Gentile, R.J.A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, S.-K. Selvaradjou. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 439–465.
4. Batjes, N.H. (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, Vol. 47, Iss. 2, 151–163.
5. Beare, M.H., Cabrera, M.L., Hendrix, P.F., Coleman, D.C. (1994) Aggregate protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 58, 787–795.
6. Bieganski, A., Skierucha, W., Walczak, R.T. (2004) Research specificity and standardization of agrophysical methods on the example of investigations in soil physics. *Research in Agricultural Engineering*, Vol. 50, No. 3, 103–106.
7. Bolliger, J., Hagedorn, F., Leifeld, J., Böhl, J., Zimmermann, S., Soliva, R., Kienast, F. (2008) Effects of land-use change on carbon stocks in Switzerland. *Ecosystems*, Vol. 11, No. 6, 895–907.
8. Boone, R.D. (1994) Light-fraction soil organic matter: origin and contribution to net nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 26, 1459–1468.
9. Bouwman, A.F., Leemans, R. (1995) The role of the forest soils in the global carbon cycle. *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Eds W.F. McFee, F.M. Kelly. Soil Science Society of America, Madison, WI, USA, 503–525.
10. Bravo-Garza, M.R., Bryan, R.B. (2005) Soil properties along cultivation and time sequences on vertisols in north-eastern Mexico. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 69, 473–481.
11. Bremer, E., Janzen, H.H., Johnston, A.M. (1994) Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter on management practices in a Lethbridge soil. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. 74, 131–138.
12. Carter, M.R. (2001) Organic matter and sustainability. *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. Eds R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell, C.A. Watson. Cabi Publishing, Wallingford, UK, 9–22.
13. Carter, M.R. (2002) Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, Vol. 94, 38–47.
14. 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.
15. Christensen, B.T. (1992) Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science*, Vol. 20, 1–90.
16. Christensen, B.T. (1996) Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. NATO ASI Series I, Vol. 38. Eds D.S. Powlson, P. Smith, J.U. Smith. Springer-Verlag, Berlin, 143–159.
17. COM 2006/231. (2006) Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions – *Thematic strategy for soil protection*. Commission of the European Communities, Brussels, 12 pp.
18. Conant, R.T., Paustian, K., Elliott, E.T. (2001) Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, Vol. 11, No. 2, 343–355.
19. Dabek-Szreniawska, M., Balashov, E. (2007) Seasonal changes in labile organic matter, mineral nitrogen, and N₂O emission in a loamy sand Orthic Luvisol cultivated under three management practices. *International Agrophysics*, Vol. 21, 127–132.
20. Davidson, E.A., Ackerman, I.L. (1993) Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, Vol. 20, 161–193.
21. De La Rosa, D. (2005) Soil quality evaluation and monitoring based on land evaluation. *Land Degradation and Development*, Vol. 16, Iss. 6, 551–559.
22. Dersch, G., Boehm, K. (1997) Bodenschutz in Österreich. *Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft*. Eds W.E.H. Blum, E. Klaghofer, A. Loechl, P. Ruckebauer. Österreich, Germany, 411–432.
23. Doran, J.W. (2002) Soil health and global sustainability: translation science into practice.

- Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 88, Iss. 2, 119–127.
24. Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., Jones, R.J.A., Kibblewhite, M.G., Kozak, J., Le Bas, C., Toth, G., Toth, T., Varallyay, G., Yli-Halla, M., Zupan, M. (2006) *Common criteria for risk area identification according to soil threats. European Soil Bureau Research Report No. 20*. EUR 22185 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 94 pp.
 25. Feller, C., Beare, M.H. (1997) Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma*, Vol. 79, 69–116.
 26. Fischer, G., Prieler, S., van Velthuisen, H., Berndes, G., Faaij, A., Londo, M., de Wit, M. (2010) Biofuel production potentials in Europe: sustainable use of cultivated land and pastures. Part II: land use scenarios. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 34, Iss. 2, 173–187.
 27. Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, A. (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, Vol. 122, 1–23.
 28. Greenland, D.J., Rimmer, D., Quirk, J.P. (1975) Determination of the structural stability class of English and Welsh soils, using a water coherence test. *Journal of Soil Science*, Vol. 26, 294–303.
 29. Grigal, D.F., Berguson, W.E. (1998) Soil carbon changes associated with short rotation system. *Biomass and Bioenergy*, Vol. 14, 371–377.
 30. Guo, L.B., Gifford, R.M. (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, Vol. 8, 345–360.
 31. Haygarth, P.M., Ritz, K. (2009) The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. *Land Use Policy*, Vol. 2, Supplement 1, S187–S197.
 32. Hiederer, R. (2009) *Distribution of organic carbon in soil profile data*. EUR 23980 EN. Luxembourg, Office of Official Publications of the European Communities, 126 pp.
 33. 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*: Vol. I Indicators & Criteria. EUR 23490 EN/1. Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 339 pp.
 34. Jackson, R.B., Banner, J.L., Jobbagy, E.G., Pockman, W.T., Wall, D.H. (2002) Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, Vol. 418, 623–626: (<http://www.nature.com/nature/journal/v418/n6898/full/nature00910.html>) – Resurss apraksts 2011. gada 18. aprīlī.
 35. Janssens, I.A., Freibauer, A., Schlamadinger, B., Ceulemans, R., Ciais, P., Dolman, A., Heimann, M., Nabuurs, G.-J., Smith, P., Valentini, R., Schulze, E.-D. (2004) The carbon budget of terrestrial ecosystems at the country-scale – a European case study. *Biogeosciences Discussions*: www.biogeosciences-discuss.net/1/167/2004/bgd-1-167-2004.pdf – Resurss apraksts 2011. gada 18. aprīlī.
 36. Jobbagy, E.G., Jackson, R.B. (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, Vol. 10, No. 2, 423–436.
 37. 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.
 38. 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.
 39. Karlen, D.L., Anrews, S.S., Doran, J.W. (2001) Soil quality: current concepts and applications. *Advances in Agronomy*, Vol. 74, 1–40.
 40. 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.
 41. Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B. (1994) Long term tillage effects on soil quality. *Soil and Tillage Research*, Vol. 32, 313–327.
 42. Karlton, E., Harrison, A.F., Alriksson, A., Bryant, C., Garnett, M.H., Olsson, M.T. (2005) Old organic carbon in soil solution DOC after afforestation – evidence from ¹⁴C analysis. *Geoderma*, Vol. 127, 188–195.

43. Kern, J.S., Johnson, M.G. (1993) Convectional tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 57, 200–210.
44. Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J. (2008) Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, Vol. 363, 685–701.
45. Korschens, M., Weigel, A., Schulz, E. (1998) Turnover of soil organic matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 161, 409–424.
46. Lasch, P., Kollas, C., Rock, J., Suckow, F. (2010) Potentials and impacts of short-rotation coppice plantation with aspen in Eastern Germany under conditions of climate change. *Regional Environmental Change*, Vol. 10, No. 2, 83–94.
47. Loveland, P., Webb, J. (2003) Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research*, Vol. 70, No. 1, 1–18.
48. Loveland, P.J., Webb, J., Bellamy, P. (1999) Critical levels of soil organic matter: the evidence for England and Wales. *Sustainable Management of Soil Organic Matter*. Eds R.M. Rees, B.C. Ball, C.D. Campbell, C.A. Watson. Cabi Publishing, Wallingford, UK, 23–33.
49. Mann, L.K. (1986) Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Science*, Vol. 142, 279–288.
50. Mausbach, M.J., Seybold, C.A. (1998) Assessment of soil quality. *Soil Quality and Agricultural Sustainability*. Ed. R. Lal. Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, 33–43.
51. Miller, F.P., Wali, M.K. (1995) Soils, land use and sustainable agriculture: a review. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. 75, No. 4, 413–422.
52. Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., Mcmurtrie, R.E., Mcgilvray, H. (2002) Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biology*, Vol. 8, No. 2, 105–123.
53. Nortcliff, S. (2002) Standardisation of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 88, No. 2, 161–168.
54. Palojarvi, A., Nuutinen, V. (2002) The soil quality concept and its importance in the study of Finnish arable soils. *Agricultural and Food Science in Finland*, Vol. 11, 329–342.
55. Panagos, P., Van Liedekerke, M. (2008) Multi-scale European soil information system (MEUSIS): novel ways to derive soil indicators through upscaling. *Threats to Soil Quality in Europe*. Eds G. Toth, L. Montanarella, E. Rusco. Luxembourg, Office of Official Publications of the European Communities, 139–148.
56. Paul, K.I., Polglase, P.J., Nyakuengama, J.G., Khanna, P.K. (2002) Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, Vol. 168, 241–257.
57. Post, W.M., Kwon, K.C. (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, Vol. 6, 317–328.
58. Robert, M., Nortcliff, S., Yli-Halla, M., Palliere C., Baritz, R., Leifeld, J., Bannick, C.G., Chenu, C. (2004) Organic matter and biodiversity. Task Group 1 on functions, roles and changes in SOM. *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection*. EUR 21319 EN/3. Eds L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.-R. Gentile, R.J.A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, S.-K. Selvaradjou. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 313–327.
59. Romkens, P.F.A.M., Van der Pflicht, J., Hassink, J. (1999) Soil organic matter dynamics after the conversion of arable land to pasture. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 28, 277–284.
60. Rosenqvist, L. (2007) *Afforestation of former arable land in north-western Europe – nitrate leaching, carbon sequestration and water recharge*. Doctoral thesis No. 2007:2. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 7–33.
61. Rychcik, B., Adamiak, J., Wojciak, H. (2006) Dynamics of the soil organic matter in crop rotation and long-term monoculture. *Plant Soil Environment*, Vol. 52, Special Issue, 15–20: www.cazv.cz/userfiles/File/Spec15.pdf – Resurss apraksts 2011. 18. aprīlī.
62. Schlesinger, W.H. (1990) Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, Vol. 348, 232–234.
63. Sharrow, S.H., Ismail, S. (2004) Carbon and nitrogen storage in western Oregon agroforests, forests, and pastures. *Agroforestry systems*, Vol. 60, 123–130.

64. Shevtsova, L., Romanenkov, V., Sirotenko, O., Smith, P., Smith, J.U., Leech, P., Kanzyvaa, S., Rodionova, V. (2003) Effect of natural and agricultural factors on long-term soil organic matter dynamics in arable soddy-podzolic soils – modelling and observation. *Geoderma*, Vol. 116, No. 1, 165–189.
65. Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustin, K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, Vol. 241, 155–175.
66. Sleutel, S., De Neve, S., Hofman, G. (2003) Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. *Soil Use and Management*, Vol. 19, 166–171.
67. Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J., Smith, J.U. (1998) Preliminary estimates of the potential carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, Vol. 4, 679–685.
68. Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D. (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, Vol. 20, Iss. 2, 219–230.
69. Spink, J., Hackett, R., Forristal, D., Creamer, R. (2010) Soil organic carbon: a review of ‘critical’ levels and practices to increase levels in tillage land in Ireland: www.teagasc.ie/publications/2010/20100715/SoilOrganicCarbon.pdf – Resurss apraksts 2011. gada 18. aprīlī.
70. Stevenson, F.J. (1994) Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2nd ed. John Wiley and Sons, INC, 496 pp.
71. Stolbovoy, V., Montanarella, L. (2008) Application of soil organic carbon status indicators for policy-decision making in the EU. *Threats to Soil Quality in Europe*. Eds G. Toth, L. Montanarella, E. Rusco. Luxembourg, Office of Official Publications of the European Communities, 87–99.
72. Sukkel, W., Van Geel, W., de Haan, J.J. (2008) Carbon sequestration in organic and conventional managed soils in the Netherlands. 16th IFOAM Organic World Congress, Modena, Italy, June 16–20, 2008: <http://orgprints.org/view/projects/conference.html> – Resurss apraksts 2011. gada 18. aprīlī.
73. Susyan, E., Wirth, S. (2010) Microbial properties and carbon dynamics in a heterogeneous soil landscape under different cropping systems and fertilizer regimes. *Soil Solutions for a Changing World, 19th World Congress of Soil Science, 1–6 August 2010, Brisbane, Australia*, 153–155: <http://www.iuss.org/19th%20WCSS/symposium/pdf/0331.pdf> – Resurss apraksts 2011. gada 13. maijā.
74. Swift, R.S. (2001) Sequestration of carbon by soil. *Soil Science*, Vol. 166, Iss. 11, 858–871.
75. Timbare, A., Reinfelde, L. (2002) Augšņu agroķīmisko analīžu rezultātu vērtēšanas normatīvi. *Ražība*, Nr. 2, 11–13.
76. Toth, G., Stolbovoy, V., Montanarella, L. (2007) *Soil quality and sustainability evaluation – an integrated approach to support soil-related policies of the European Union*. EUR 22721 EN. Office for Official Publications of the European communities, Luxembourg, 40 pp.
77. Verheijen, F.G.A., Bellamy, P.H., Kibblewhite, M.G., Gaunt, J.L. (2005) Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, Vol. 21, 2–9.
78. Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. (2002) Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *Forest Ecology and Management*, Vol. 169, Issues 1–2, 137–147.
79. Vesterdal, L., Rosenqvist, L., Van Der Salm, C., Hansen, K., Groenenberg, B.-J., Johansson, M.-B. (2006) Carbon sequestration in soil and biomass 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, 19–52.
80. West, T.O., Post, W.M. (2002) Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 66, No. 6, 1930–1946.
81. Тюрин, И.В. (1965) *Органическое вещество почвы и его роль в плодородии*. М., Наука, 320 с.

Pateicība

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