



EESTI EROSIONIST HÄIRITUD MULDADE ORGAANILISE SÜSINIKU- JA LÄMMASTIKUSISALDUS

ORGANIC CARBON AND NITROGEN CONTENT IN ESTONIAN EROSION- AFFECTED SOILS

Raimo Kõlli, Karin Kauer, Tõnu Tõnutare

Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut, mullateaduse õppetool, Fr. R. Kreuzwaldi 5, 51006 Tartu

Saabunud: 23.09.2020
Received:
Aktsepteeritud: 06.11.2020
Accepted:
Avaldatud veebis: 06.11.2020
Published online:
Vastutav autor: Raimo Kõlli
Corresponding author:
E-mail: raimo.kolli@emu.ee

Keywords: erosion-affected soils, water and tillage erosion, total nitrogen, soil organic carbon, humus status, sustainable soil management, soil association.

DOI: 10.15159/jas.20.21

ABSTRACT. The work is dedicated to the characterization of erosion-affected soils' (EAS) humus status (HS) in pedo-ecological conditions of South-Eastern Estonia. For understanding HS of EAS their organic carbon (OC) and total nitrogen (NT) sequestration capacities and the ratio C:N was studied by separate soil layers. The average data about soil OC and NT contents (g kg^{-1}) and superficial densities (Mg ha^{-1}) are given by arable soil species. The analysis of reflecting EAS HS on four research areas (Valgjärve, Otepää, Haanja and Mooste) was carried out based on four different origin databases. The analysis of OC content is done by Tjurin and NT by Kjeldahl. In soil associations of erosion-affected areas' the following groups of soils were distinguished: eroded (E), deluvial (D), neutral (N) and non-eroded (En) soils.

The HC thicknesses of research area Valgjärve E soils are in limits 18–23 cm, D soils 30–65 cm and of En soils 22–27 cm. The medians of same soils OC concentrations are accordingly 9.4, 11.2 and 10.9 g kg^{-1} and ratios C:N accordingly 9.8, 9.4 and 10.2. The OC stocks given in the limits of quartiles are in E soils 24–36, D soils 51–143 and En soils 32–49 Mg ha^{-1} . Therefore on eroded areas, the perpetual continuums of soil properties' (among these HS) changes may be followed and it is very complicated to separate soil contours on 1:10 000 soil maps. In this work, the transitional areas between E and D soils are characterized via N soils.

On erosion-affected areas the E and D soils form different soil associations with auto- and hydromorphic normally developed non-eroded soils, where very commonly as well the fluvial (abnormal) soils are presented. The relatively high pedodiversity caused by the areas high geodiversity is requisite to the high biodiversity. In erosion-affected regions is extremely important to maintain agricultural activity, as with this is ensured the persistence of naturally beautiful landscapes. The soil cover with EAS acts as an accumulator of formed on the same area soil OC.

© 2020 Akadeemiline Põllumajanduse Selts. | © 2020 Estonian Academic Agricultural Society.

Sissejuhatus

Erosioonist häiritud muldades (EHM) on bioloogilise olemusega normaalne mullatekkeprotsess häiritud erosioonist kui geoloogilisest protsessist. Kiirendatud vee- ja tuuleerosioon ei ole olulisteks muldkatet degradeerivateks teguriteks Eestis üleriigiliselt, kuid muldade erosioon koos EHM tekkega on eluliselt tähtsad regionaalselt ja seda ennekõike Kagu-Eestis. Eestis tuleks muldade erosiooni käsitleda kui teatud regioonidele omast väga olulist põllumajandusmaa kasutamise ja kaitsega seotud probleemi.

Nii nagu kõigi mistahes piirkonna muldkatete puhul, ei ole mõeldav muldkattes olevate eriilmeliste muldade määramine ja omaduste tundmaõppimine ilma muldade klassifikatsiooniga kui töövahendit kasutamata. Eesti EHM käitlemisel kasutame loomulikult Eesti muldade klassifikatsiooni (EMK), kus anormaalsete muldade hulgas on eristatud 14 EHM liiki (Astover, 2013). Juhul kui ei olda veel hästi kursis EMK-ga, oleks heaks abiks EMK mullanimetuste ja nende koodide (antud juhul EMK ühe osa – anormaalsete EHM muldade) nimes-tiku käepärast olek. Seda põhjusel, et mullaliikide



täisnimede esitamise asemel kasutame EHM nimetamisel nende koode.

Üldiselt on Eestis EHM levik ja peamised morfoloogilised parameetrid võrdlemisi hästi fikseeritud suuremõõtkavalise mullastiku kaardistamise käigus (Maa-amet, 2001; Maa-uuringud, 2009). Samas vajab täiendavat uurimist ja üldistamist EHM huumus seisund (HS), mis on vajalik nende talitlemise ja agronoomilise kvaliteedi hindamisel. Mulla HS all mõistetakse mulda sattunud orgaanilise aine voogu läbi muldkatte (sisend → lagunemine/muundumine → väljund) ja selle kvaliteeti, millele olulisteks talitlemist määravateks komponentideks on mulla orgaanilises aines (MOA) olev orgaaniline süsinik (OC) ja üldlämmastik (NT). Nii ongi käesoleva töö ülesandeks käsitleda OC- ja NT-sisaldust ja varu erinevates EHM kihtides ning nende omavahelist suhet (C:N) ja seoseid teiste EHM ökoloogiliste parameetritega. OC kontsentratsioonid EHM-des on määratud Tjurini ning NT Kjeldahli meetodite järgi (Tjurin, 1935; Vorobyova, 1998).

Muldade klassifikatsioon kui EHM tundmaõppimise ja käitlemise töövahend

EHM hulka kuuluvad ühelt poolt erodeeritud (E) ehk ära uhitud mullad ja teiselt poolt deluviaalsed (D) ehk peale uhitud mullad. EMK-s on eristatud 11 E mulla ja 3 D mullaliiki (EPP, 1982; Astover, 2013). EMK-s on E mullad jaotatud erosiooni (ärauhete) intensiivsuse järgi, mis kajastub hästi nende muldade erodeeritud huumushorisoni (Ae) ülesehituses. Nii võivad E mullad olla nõrgalt (E1 või indeks e), keskmiselt (E2), tugevasti (E3) või väga tugevasti (E4) erodeeritud. E muldade geneesi ja karbonaatsuse järgi eristatakse E1 puhul automorfsete erosioonist mõjutamata (En)

muldadega analoogsed liigid (Ke, Koe, KIE, LPe ja Lke), kuid E2 ja E3 muldade puhul – karbonaatsed (Ek), leostunud (Eo) või leetunud (EI) mullaliigid E4 ei käsitleta mullaliigina, vaid erosioonist väga tugevasti rikutud pinnasena.

D mullad on jaotatud veerežiimi ja deluviaalse (pealeuhitud) mullakihi (Ad) түseduse järgi. Mullaveeolude järgi võivad nad olla parasniisked ehk automorfset (Dam), ajutiselt liigniisked ehk gleistunud (Dg) või alaliselt liigniisked ehk märjad (DG), kuid Ad horisoni түseduse järgi nõrgalt, keskmiselt või tugevasti pealeuhitud D mullad. Määrates EMK järgi mullaliike saavad mulla nimetuste kaudu sedastatud ka olulisemad mulda iseloomustavad tunnused.

EHM omavaheline seos on kujutatud anomaalsete muldade maatriksil (joonis 1). Sellel maatriksil kajastub hästi ka mullakoodide ülesehituse põhimõte, kus põhinimetus on antud suurte tähtedega, kuid eri aspekte kajastavad indeksid väikeste tähtede või numbritega. Vastavad indeksid leiab ülalpool olevast tekstist. E ja D muldade arengu selgitamisel ja agronoomiliste omaduste hindamisel on suureks abiks anomaalsete EHM muldade maatriksi võrdlus normaalsete muldade maatriksiga, mille mullad on tunduvalt põhjalikumalt uuritud. E muldade huumuskatte (HK) tüüpide ehk humipedoni või huumusvormide kvaliteedi järgi saab väita, et Ek mullad on omadustelt lähedased rähksetele (K) muldadele, Eo mullad leostunud (Ko) ja leetjatele (KI) ning EI - kahkjatele (LP) ja leetunud (Lk) muldadele. Kui E mullad asetsevad litoloogilis-geneetilise skalaari suhtes positsioonil või ridadel 10–60, siis D mullad asuvad peamiselt positsioonil või ridadel 30–50 s.t üleminekualal karbonaatse ja karbonaadvase alusmullaga muldkatete vahel.

Erosioonist häiritud mullad

		Põua-kartlikud	Parasniisked	Gleis-tunud	Glei-	Turvas-tunud	Turvas-
		E ³⁻²	E ²⁻¹	(g)g	G	G1	M
Erodeeritud	Karbonaatsed	Ek	Ek ³⁻²	Ek ²⁻¹			
	Leostunud	Eo	Eo ³⁻²	Eo ²⁻¹			
	Leetunud	EI	EI ³⁻²	EI ²⁻¹			
Deluviaalsed		D	Dam	Dg	DG	DG1	

Joonis 1. Erosioonist häiritud mullad (EHM ehk E ja D mullad) Eesti anomaalsete muldade maatriksil. Muldade täisnimed saab tulutada koodide järgi (vt. tekst) või kasutada selleks Eesti muldade nimestikku (Astover jt, 2013)

Figure 1. Estonian erosion-affected soils (EAS or E&D soils) presented on abnormal soils matrix. The soils' full names presented in the list of Estonian soils (Astover jt, 2013) may be deducted after their codes

Erosioonist mõjutatud muldade levik ja seos pedo-ökoloogiliste tingimustega

EHM osatähtsus Eesti muldkattes on kõige suurem Kagu-Eestis. Võru ja Valga maakonnas moodustavad nad põllumaa muldkattest 25–27% ja haritavast maast 32–37% (Kõlli jt, 2010). Ka Põlva maakonnas on EHM osatähtsus küllaltki suur – vastavalt 12 ja 15%. Nendest kolmest põhja pool asuvate Tartu, Viljandi ja Jõgeva maakondades EHM osatähtsus järk-järgult väheneb põllumaa suhtes vastavalt 6%-lt 1%-ni ja haritava maal 7%-lt 2%-ni.

Eesti EHM-dele rajatud Haanja (Hnj), Otepää (Otp) ja Valgjärve (Vlg) HS selgitamise uurimisalad (UA) esindavad hästi moreenküngastike ja moreenkatttega mõhnastike domineerimisega Kagu-Eesti maastikke (Arold, 2005). Taolisi maastikke leidub peamiselt Võru, Valga ja Põlva, kuid vähemal määral veel ka Tartu ja Viljandi maakondades. Valdavaks muldade lähtekivimiks nendel aladel on punakaspruun karbonaatne või karbonaadivaba liivsavi ja saviliiv moreen. Neljanda UA Mooste (Mst) mullastik on iseloomulik Kagu-Eesti lavamaade moreenitasandike või ka uhtud moreenitasandikega maastikele, milliste taustal esineb ka nii orulaadseid kui ka moreenikühmudest koosnevaid pinnavorme. Peale Põlva, Tartu ja Viljani maakondade esineb taolisi maastikke vähemal määral ka Valga ja Võru maakondades. Kagu-Eesti lavamaade En mullad on kujunenud kas erineva karbonaatsusega punakaspruunil saviliiv või liivsavi moreenidel, liustiku sulamisvetest pärinevatel põimjaskihilistel mõhna-liivadel või mitmekihilistel lõimisega lähtekivimitel. Kõigi erosioonist mõjutatud mullastikuga aladel esineb D muldade lähtematerjaliks olevat nõlva ehk deluviaalset setet.

Hnj, Otp ja Vlg UA E mullad levivad künklike põllumaade kühmude, künniste, kuplite ja seljakute lagedel ning nende nõlvade ülemistel kumeratel osadel. UA Mst E mullad esinevad tugevasti liigestatud tasandike orulaadsete pinnavormide nõlvade ülemistel servadel. E muldadele kaasnevad D mullad esinevad positiivsete pinnavormide alumistel nõgusatel nõlvadel, jalamitel ja lohkudes või E muldadega vahetult piirnevatel kallakutel või tasandike madalamatel osadel. Selgub, et EHM võivad erineda väga suurtes piirides oma HS, veeolude ja agrokeemiliste omaduste poolest ning järelikult ka viljakuse ja kasutussobivuse poolest.

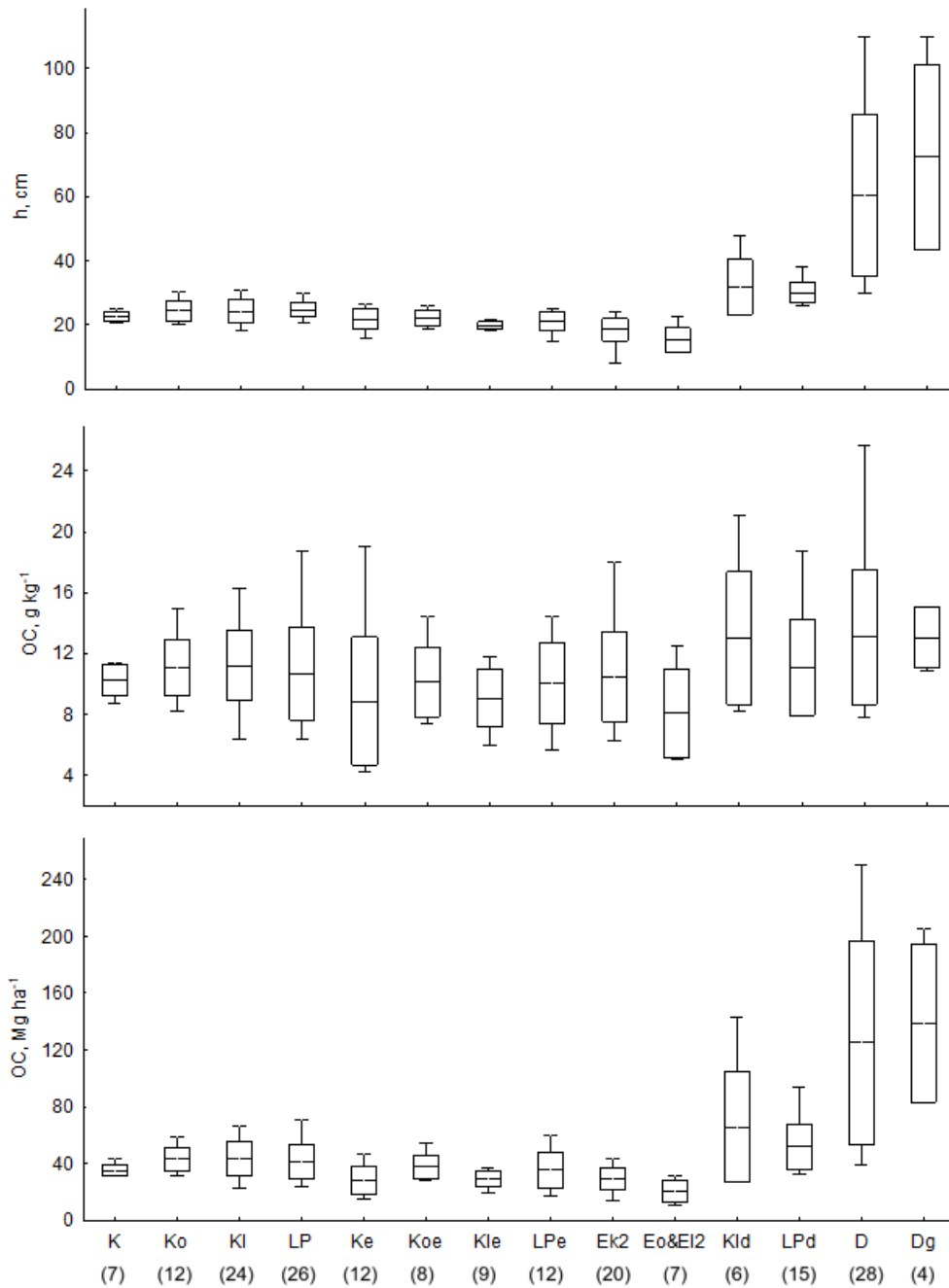
Erosioonist mõjutatud maastike kõrgematel osadel domineerivad E1 ja E2 mullad ning madalamatel aladel Dam või Dg mullad. Piiratud ulatuses esineb kõigi UA-de haritava maa kõrgemate aladel E3 ja madalamatel DG

muldasid. EHM moodustavad koos En muldadega väga mitmesuguseid kohalikele mullatekkestingimustele vastavaid muldade kooslusi. Nii kaasneb EHM-dele maastiku madalamatel osadel olulises mahus madalsoomuldi. Märgadele aladele omaselt esineb ka mõne protsendi ulatuses glei- (2–3%) ja rabamuldi (1–3%) ning vooluvee sängidele moodustunud lammimuldi (<1%). Parasniiskete ja gleistunud En muldade osakaal oleneb erosiooni toimumise eeldustest UA-l, olles suurem vähema erosiooniõhtlikkusega aladel. Kui Hnj UA on En muldade osakaal väga väike (<1%), siis tunduvalt suurem on see Otp UA-l (12%) ja veelgi suurem Mst UA-l (>70%). UA-de mineraalsete muldade lõimiste, mis on erosiooniprotsesside toimumise üheks eelduseks, võrdlusest selgub, et lõimise poolest on kõige erosiooniõhtlikum Mst UA, millele järgneb Hnj UA, kuid kõige vastupidavamad on Otp ja Vlg UA-d, kus on rohkem liivsavi ja saviga alasid.

Uurimusest tulenevad EHM huumusseisundi kvantitatiivsed näitajad

EHM leviku muster ja HS suur mitmekesisus on tingitud peamiselt erosiooni astmest, ära- ja pealeuhte iseloomust, mulla lõimisest, karbonaatsusest ja happesusest. EHM mitmekesisus on põhjustatud veel ka ala geomorfoloogilisest mitmekesisusest, hüdrooloogilistest tingimustest, ala ekspositsioonist ilmakaarte suhtes, asukohast maastikul ja maaharimise tehnoloogiast. Paremaks muld- ja taimkatte vastastikuste seoste mõistmiseks käsitleti EHM seisundit ökosüsteemi tasemel regioonile tüüpilistel mullaliikidel ja majandamise tingimustes.

Erosioonist mõjutatud muldkatete omadusi iseloomustavad näitajad varieeruvad sõltuvalt nende formeerumise tingimustega (joonis 2). Võttes aluseks kvartiilid selgub, et EHM HK tusedused varieeruvad E muldadel piirides 18–23 cm, D muldadel 30–65 cm ja erosioonist mõjutamata En muldadel 22–27 cm. OC-sisaldused varieeruvad erosioonist häiritud maastikel tunduvalt vähemal määral, kusjuures E, D ja En muldade OC-sisalduse mediaansuurused on vastavalt 9,4, 11,2 ja 10,9 g kg⁻¹. EHM kvaliteedi ja kasutussobivuse hindamisel on siiski oma sisu poolest parimaks ja enamal määral integreeritud näitajaks OC varu. Olgugi, et jooniselt 2 selguvad OC varude erinevused E ja D muldade ning justkui etaloniks oleva En mullagruppide vahel, esitame siinjuures ka vastavate mullagruppide huumuskatte OC varud ülemise ja alumise kvartiili piires, mis on E muldadel 24–36, D muldadel 51–143 ja En muldadel 32–49 Mg ha⁻¹.

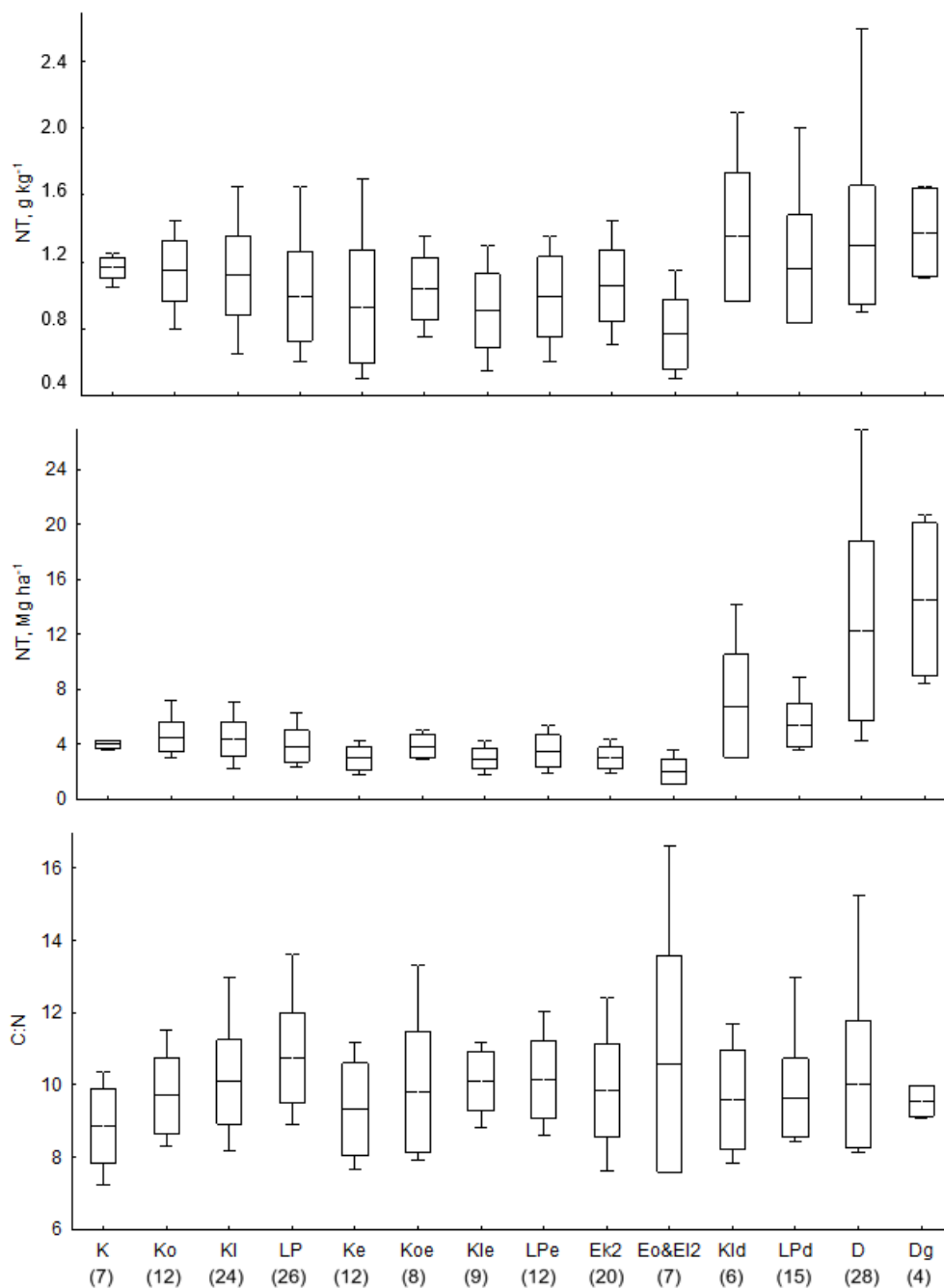


Joonis 2. Erosioonist häiritud põllumullaliikide humuskatte tusedused (h , cm) ning mulla orgaanilise süsiniku (OC) kontsentratsioonid (g kg^{-1}) ja varud ehk pindtihedused (Mg ha^{-1}) Valgjärve uurimisalal. Joonisel on esitatud: — aritmeetiline keskmine, \square keskmine \pm SD, \perp min-max ning sulgudes mõõtmiste arv.

Figure 2. Depth of humus cover (h , cm), and concentration (g kg^{-1}) and stock densities (Mg ha^{-1}) of soil organic carbon (OC) in different arable soil species' humus cover on Valgjärve research area. On the figure are presented: — Mean, \square Mean \pm SD, \perp min-max and in brackets below the figure the number of samples.

Kuna muldade lämmastikuseisund on sarnaselt OC-ga seotud MOA-ga, on ka NT kontsentratsioonides ja mulla HK NT varudes mullaliikide kaupa sarnased seaduspärasused (joonis 3). Ennekõike näitab seda suhte C:N võrdlemisi väike varieeruvus EHM-des, kusjuures C:N suhte mediaansuurused E, D ja En muldades on vastavalt 9,8, 9,4 ja 10,2. Samas on En muldade puhul näha suhtarvu suurenemise tendentsi

minnes karbonaatsetelt muldadelt happelisematele muldadele. On näha, et C:N suhtarvu laienemine En muldades on tingitud NT kontsentratsiooni vähenemisest HK-s. Kui jooniselt 2 on näha, et EHM kolme mullagrupi OC varude omavahelist suhet iseloomustab valem $D > En > E$, siis jooniselt 3 selgub, et sama seaduspärasus kehtib ka NT varude kohta.

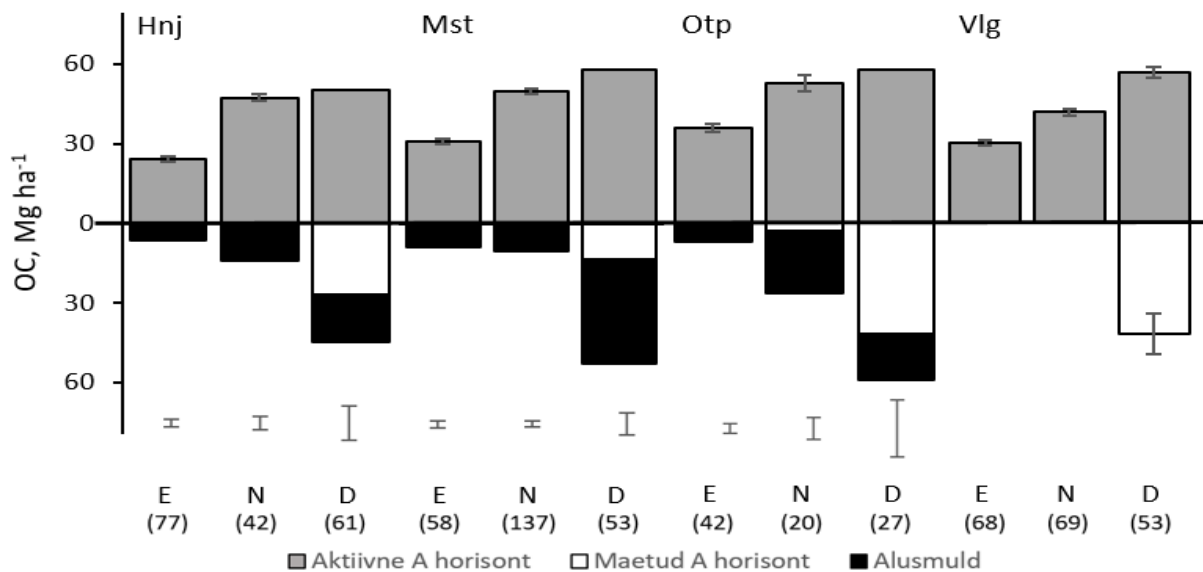


Joonis 3. Eesti erosioonist häiritud põllumullaliikide humuskatete üldlämmastiku (NT) kontsentratsioonid (g kg^{-1}) ja varud ehk pindtihedused (Mg ha^{-1}) ning C:N suhe. Joonisel on esitatud: — aritmeetiline keskmine, \square keskmine \pm SD, \perp min-max ning sulgudes mõõtmiste arv.

Figure 3. Total nitrogen (NT) concentrations (g kg^{-1}) and stock densities (Mg ha^{-1}), and the ratio C:N in humus cover of different arable soil species of erosion-affected soils. On the figure are presented: — Mean, \square Mean \pm SD, \perp min-max and in brackets below the figure the number of samples

Kõigi uurimisalade E muldade humusvarud on erosiooni tagajärjel vähenenud, mida näitab nende OC varu, mis on kõigil neljal uurimisalal piirides 17–39 Mg ha^{-1} (joonis 4). Nii E ja D vahelistel üleminekualade muldade ($46\text{--}56 \text{ Mg ha}^{-1}$) kui ka normaalsete erosioonist häirimata muldade (Vlg, 40 Mg ha^{-1}) OC varud on vastavalt 1,7 ja 1,4 korda suuremad E muldade näitajatest. Märkimisväärsed OC kogused esinevad erosioonist häiritud aladel ka alusmullas, millised või-

vad õhukesema Ae korral osaleda aktiivses bioloogilises ringes. Erosiooniala muldade negatiivseks ilminguks agronoomilisest aspektist on maetud Ad horisondi varud koos sellest veelgi sügavamal asuvate alusmulla OC varudega. Nende maetud varude (UA mediaanid E muldades 5–8, N muldades 10–24 ja D muldades 16–40 Mg ha^{-1}) tekkimine, mis on agronoomilisest aspektist negatiivne nähtus, on samas süsinikupoliitika aspektist hinnatuna positiivne.



Joonis 4. Orgaanilise süsiniku (OC) keskmised (\pm SE) varud (Mg ha^{-1}) erosioonist häiritud muldade erinevates muldkatte kihtides. Uurimisalad: Hnj – Haanja, Mst – Mooste, Otp – Otepää ja Vlg – Valgjärve; mulla kihid: 1 – aktiivne A horisont, 2 – maetud A horisont ja 3 – alusmuld; mullad: E – erodeeritud, N – üleminekuala ehk neutraalsed mullad, D – deluviaalsed mullad; NB! Vlg uurimisalal on N puhul esitatud erodeerumata (En) mullaliikide keskmised; joonise kohal olevad vuntsid iseloomustavad aktiivse A horisondi varu standardviga (SE), all olevad aga orgaanilise süsiniku (OC) koguaru varieerumist; joonise all sulgudes olevad arvud kajastavad mõõtmiste arvu

Figure 4. Mean (\pm SE) soil organic carbon (OC) stocks in different layers of erosion-affected soils' (EAS) species. Research areas: Hnj – Haanja, Mst – Mooste, Otp – Otepää and Vlg – Valgjärve; soil layers: 1 – active A horizon and 2 – buried A horizon and 3 – subsoil; soils: E – eroded, N – neutral or transitional, D – deluvial soils; NB! on research area Vlg by N the uneroded normal soils (En) are presented; the vertical bars on columns indicate the standard error (SE) of active A horizon, but under the columns – the same of the whole soil cover OC stock; in brackets below the figure a sample size is given. Legend: Aktiivne A horisont – Active A horizon; Maetud A horisont – Buried A horizon; Alusmuld – Subsoil

Kuigi OC ja NT kontsentratsioon E1 muldades on lähedane võrreldes analoogse geneesiga En muldadega, väljenduvad nende erisused siiski selgelt OC ja NT varudes. Enamuses juhtudel on OC ja NT kontsentratsioon madalaim E2 muldades ning kõrgeim D muldades. Taoline seaduspärasus leiab kinnitust ka nende varude kaudu haritava maa HK-s. Mullaerosiooni mõju mulla HS-le väljendub kõige selgemalt OC ja NT varude kaudu, mis vähenevad tunduvalt E2 ja E1 muldades võrreldes En muldadega. Samas suurenevad nõrgalt pealeuhutatud (KId, LPd) muldade OC ja NT varud kuni vastavalt 50–70 ja 5–7 Mg ha^{-1} ning keskmiselt ja tugevasti pealeuhutatud (Dam, Dg) D muldade varud kuni 120–140 ja 12–14 Mg ha^{-1} .

C:N suhe on enamjaolt piirides alates 9 kuni 11, olles pisut suurem enam erodeeritud ja happelisemates muldades. Olulist mõju huumuse formeerumisele ja varude kujunemisel avaldab NT-sisaldus, mis on tähtsaks komponendiks huumuse koostises, mõjutades selle kvaliteeti (Christopher, Lal, 2007; Poeplau jt, 2018). Muldade HS, sh OC ja NT kontsentratsioon, varud ja omavaheline suhe, on seisundit määrava tähtsusega näitajad, sest nendest sõltub muldade produktiivsuse tase ja sobivus erinevatele kultuuridele. Analüüs EHM maatriksi taustal näitab, et HS näitajad seostuvad hästi muldade erosiooni astme ja karbonaatsusega.

Erosioonist häiritud muldkatte kasutamine ja kaitse

Eestis peetakse igati mõistlikuks maaelu säilimist ka EHM levikuga aladel, seega ei ole otstarbekas loobuda

seal ka tegelemisest kohalikke vajadusi rahuldava põllumajandusega. Mullakaitse häid tavasid arvestav põllumajanduslik tootmine tagab samas ka künkliku pinnamoega looduskaunite põllumajandusmaastike säilimise. Muldade minimaalse degradeerumise huvides on vaja neid majandada erosiooni ärahoidvalt või seda vähendavalt (Lutsar, 1982; Hellin, 2006; Spaan jt, 2006). Kui klassikalise mullakaitse seisukohalt on kõige õigem võtta erosioonist enam häiritud mullad kasutusele ennekõike rohumaadena, siis maaelu edendamisel on vaja EHM-dega aladel leida võimalusi ka teravilja ja rühvelkultuuride kasvatamiseks. Selleks enamsobivate muldade väljavalimisel on oluliseks toeks ülevaated nii üksikute mullaerimite ja/või mullaliikide kui ka mullakoosluste OC ja NT seisunditest. Eesti maastike mitmekesisuse ja rekreatsiooni eesmärkideks sobivuse huvides tuleks künklikel aladel vältida laialdast metsastumist. Selles plaanis on osutunud efektiivseimaks võtteks niidetavate rohumaade rajamine, mis ühtaegu kaitseb kiirendatud erosiooni eest ja takistab metsastumist (Fullen jt, 2006). Künkliku maastiku looduslikud rohumaad kaitsevad mulda hoides ära kiirendatud erosiooni. Taoliste erosiooniohtlike alade haritavateks muutmisega kaasneb reeglina kiirendatud mullaerosioon. Kuna mullaerosiooni ärahoidvate ja/või leevendamise võtete kasutamine lokaalselt s.o erosiooniohtlikes piirkondades, nõuab asjaosalistelt täiendavaid kulutusi on ühiskond leidnud võimalusi taoliste kulude kompenseerimiseks (PMKT, 2019).

EHM-ga maastikel on selgemini kui mujal tajutatav muldade pidev ühest mullast teiseks muutumise

(kontiinuumi) printsiip (Kokk, Rooma, 1971; Heinsalu, 1982; Kölli, 1993). Selle nähtuse võimalikult adekvaatsemaks kajastamiseks kasutati HS uurimise transektide (HT) meetodit. Maastikele rajatud HT-de abil selgitati põhjalikumalt mullaliikide varieeruvust ehk heterogeensust ning täpsustati E ja D muldade üleminekuualal olevate ehk neutraalsete (N) muldade esinemise seaduspärasusi, morfoloogiat ja huumusseisundit. Kõiki nimetatud näitajaid ei ole võimalik kajastada suuremõõtkavalisel (1:10000) mullastiku kaardil.

EHM-dele rajatud HT uurimine on näidanud suhteliselt suuri HS muutusi piki transekti, mis on osaliselt põhjustatud ka mullaharimisest. Maaharimisest põhjustatud tehnoloogilise erosiooni olemasolu näitavad suuremad A horisondi tisedused nõgusatel ja põldude madalamatel osadel ning väiksemad põldude kumeramatel osadel (Van Oost jt, 2006). Kui Lõuna-Eestis on põllumuldade HS degradeerumisel juhtivaks teguriks vee-erosioon, siis Kesk- ja Põhja-Eestis on selleks tehnoloogiline erosioon. Üldiselt on teada, et maaharimise kaudu toimunud mullamassi ümberpaiknemised on selgemini väljendunud kruusakatel liivadel ja savi-liivadel, mis oma hea vee-läbilaskvuse tõttu on vähem häiritud vee-erosioonist. MOA kadu erosiooni läbi ja tema kiirendatud mineraliseerumine kitsendavad C:N suhet mullas olevas orgaanilises aines (Shaffer, Ma, 2001). Erosiooniohtlike muldade degradeerumise riski

aitab vähendada ka minimeeritud pinnapealne maaharimine ja otsekülv. Üldiselt on soovitatav siiski mitte kasutada E3 muldasid haritava maana, vaid püsirohumaadena, kuigi levinud võtteks nende kaitsmise huvides on metsastamine või jätmine looduslikku olekusse nagu seda on valdavalt tehtud E4 muldade korral.

Arutlused ja märkused Eesti erosioonist häiritud muldade kohta

EHM OC ja NT kontsentratsioon, varu ja C:N suhe on töös antud valdavalt haritavate maade HK kohta. Tingituna erosiooniprotsessidest on erosioonist mõjutatud muldkatete heterogeensus tunduvalt suurem võrreldes normaalselt arenenud muldkatetega. Üheks parimaks põllumajanduslikult kasutatavate muldade indikaatoriks ehk kvaliteedi näitajaks on tema agronoomilisest seisukohast lähtuv mulla boniteet (Kask, 1975), mis kajastab potentsiaalset viljakust ja tuleneb mullaliikide HS-st (sh OC ja NT seisundist) ning taimekasvatuse potentsiaali määra (joonis 5). EHM süsinik- ja lämmastikseisundid on otseselt seotud muldade produktiivsusega. Et suur osa MOA koostise talitlusest määratakse ära OC- ja NT-sisaldustega, on vastavad andmed olulised mulla huumusseisundi, ökoloogia ja produktiivsuse mõistmise seisukohalt.

a)	E^{3-2}	E^{2-1}	(g)g	G	G1
Ek	Ek^3	Ek^2	Ek^1	Kood	
Eo	Eo^3	Eo^2	Eo^1		
Ei	Ei^3	Ei^2	Ei^1		
D		Dam	Dg	DG	DG1

b)	E^{3-2}	E^{2-1}	(g)g	G	G1
Ek	16	22	28	liiv	
Eo	14	20	25		
Ei	12	17	23		
D		40	32	30	

c)	E^{3-2}	E^{2-1}	(g)g	G	G1
Ek	29	39	48	liivsavi	
Eo	27	37	46		
Ei	25	35	44		
D		55	42	38	

d)	E^{3-2}	E^{2-1}	(g)g	G	G1
Ek	24	33	43	savi	
Eo	23	32	42		
Ei	21	30	41		
D		53	40	37	

Joonis 5. Erosioonist häiritud muldade boniteet hindepunktides olenevalt mulla lõimisest (Maa-amet, 1992)

Figure 5. Quality of erosion-affected soils in points as a dependent of their texture (Maa-amet, 1992). EAS's codes and texture: kood – code, liiv – sand, liivsavi – loam, and savi – clay

Mulda läbiva MOA voo (sisend → olek → väljund) iseloomustamisel on heaks kvantitatiivseks näitajaks aasta fütoproduktiivsus ja sellega seoses olev uue MOA sisend mulda. Mõlemad need näitajad on tihedalt seotud ökosüsteemis toimivate OC ja NT voogude ja ringetega (Chapman jt, 2013). Need protsessid on seotud muldkatte koosseisus olevate erinevate mulla liikide OC ja NT akumulatsioonide võime ning C:N suhtega. Ökosüsteemse lähenemise printsiibi järgi tuleks muldkatte omaduste kõrval arvestada ka taimkatte, muldadele kohandunud organismide koosluste ja ümbritseva ala hüdroloogiliste oludega.

Muldade mitmekesisus (*pedodiversity*), mis on suuresti tingitud maa-ala geomorfoloogilisest ja geoloogilisest mitmekesisusest (*geodiversity*) determineerib omakorda ökoloogiliselt sobiva taimestiku ja sellega kaasneva elustiku (*biodiversity*). Koos EHM ehk E ja D muldadega esinevad maastike kõrgemal tasemel osadel erosioonist mõjutamata normaalse arenguga erinevad automorfseid mullad nagu K, Ko, KI, LP ja Lk ning madalamatel osadel hüdmorfseid glei-, turvastunud glei-, madalsoo- või lammimullad. Seega moodustuvad erosioonist häiritud aladel üksteisest suuresti erinevad, kuid ala mullatekkestingimustega kooskõlas olevad muldade kooslused.

Nähtub, et Ae horisondi tüsedus ei sobi hästi E mulla erosioonistatuse määramiseks, sest muld võib olla künatud sügavamalt kui seda on põhjustanud erosioon. Ei sobi ka OC kontsentratsioon (g kg^{-1}), sest muld võib olla lahjendatud huumusesisalduse suhtes liialt sügava künniga. Heaks erosiooni astmete eristamise aluseks on OC varu või pindtihedus (Mg ha^{-1}) HK kohta. Ka D muldadel sobib põhinäitajaks OC varu. Samas iseloomustab keskmiselt ja tugevasti pealeuhutatud D muldasid hästi ka Ad tüsedus, sest sel juhul on piir maetud ja pealeuhutatud mulla vahel morfoloogiliste tunnuste järgi kergemini määratav. Nõrgalt pealeuhutatud D muldade ei saa Ad tüsedus olla objektiivseks näitajaks.

Liialt sügava künni tõttu toimub E muldadel OC ja NT kontsentratsiooni vähenemine, kuna olemasolev varu on lahjendatud alt ülestoodud huumusvaesema mullaga. Huumusvaesemaks võib olla muutunud ka E ja D muldade üleminekuala N mullad. D muldadest on sügava künni tõttu olnud mõjutatud vaid nõrgalt pealeuhutatud D mullad. Tavaliselt on D muldade OC-sisaldus veidi kõrgem E muldadest tänu peenestunud orgaanilise aine osiste lisandumisele mulda. Samas on E3 muldadele kaasnevad D mullad tunduvalt vaesemad OC poolest võrreldes vähemal määral erodeeritud muldadele (E2, E1) kaasnevate D muldadega.

Erosioonist häiritud alade huumusbilanss on tervikuna positiivne ehk need alad talitlevad OC akumulatsiooniga muldkattena. Nii ulatub keskmiselt ja tugevasti pealeuhutatud D muldade OC varu, mis on kõrvaldatud bioloogilisest aineriingest ehk on maetud varu, piiridesse $17\text{--}37 \text{ Mg ha}^{-1}$. Seda näitab ka lineaarsest aspektis arvatud E mulla ümberpaiknemise koefitsient D mulda, mis on piirides 2,1–2,7. EHM-dega maa-alade OC akumulatsiooni mehhanism seisneb selles, et teatud osa igal aastal E mulda sattunud uuest

taimest varisest kantakse (nii tugevasti peenestatud kui ka humifitseerunud kujul) erosiooni käigus koos mulla mineraalsete osistega (millised võivad olla seotud stabiilse huumusega) maastiku madalamatele osadele, kus nad moodustavad D mulla. Järjestikuste uute D mulla kihtide ladestumisega maetakse eelmised järjest sügavamale kuni nende väljalülitumiseni aktiivsest bioloogilisest aineriingest. Seega moodustub D mulla alla suhteliselt suur huumuse (või OC) varu, mis võib seal säilida aastakümneid muutumatul kujul.

Euroopa vaatepunktist lähtudes, peetakse muldade erosiooni osas tähtsaimaks asjaks piirkondlike (sh riikide lõikes) erosiooni intensiivsuste erisuste või sarnasuste väljaselgitamist, tehes seda $1:250000$ ja veelgi üldisemate mullakaartide ja andmebaaside põhjal (Montanarella, 2003; Bullock, Montanarella, 2005). Erinevate üle-euroopaliste koondandmete järgi on EHM osatähtsus Eestis ja erosiooniprotsesside intensiivsus suuresti varieeruv, kuid keskmisena suhteliselt tagasihoidlik $\text{ca } 0,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, ulatudes vähestel aladel piiridesse $1\text{--}2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Kask jt, 2006; Cerdan jt, 2010; Panagos jt, 2014). Samas ulatub see näitaja tugevasti erosiooniohtlike muldkattetega riikides piiridesse $2\text{--}5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Köster jt (2010) andmetel on Eesti keskmine erosiooni intensiivsus loodusliku taimkatte korral ligikaudu $0,04 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, kuid haritavatel muldadel $\text{ca } 0,43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Kokkuvõtteks

- Kagu-Eesti erosioonist häiritud põllumajandusmaastike muldkattes varieeruvad E muldade OC varud piirides $24\text{--}36 \text{ Mg ha}^{-1}$ ja D muldade varud piirides $51\text{--}143 \text{ Mg ha}^{-1}$.
- Eesti erosioonist mõjutatud regioonides tuleks toetada kohalikke vajadusi rahuldavat põllumajanduslikku tegevust, mis on samal ajal looduskauni ja mitmekesise maastiku säilimise eeltingimus.
- EHM suure osakaaluga muldkatte talitleb kui OC akumulatsioon seoses E muldadel toodetud huumuse ümber paiknemise ja mattumisega D muldadesse ehk väljalülitumisega pikaks ajaks aktiivsest bioloogilisest ringest.
- Suur mullastiku mitmekesisus (*pedodiversity*) erosioonist häiritud aladel, mis on tingitud selle ala suurest geomorfoloogilisest ja geoloogilisest mitmekesisusest (*geodiversity*), on peamine tegur selle ala bioloogilise mitmekesisuse (*biodiversity*) kujunemisel.

Organic carbon and nitrogen content in Estonian erosion-affected soils

Raimo Kõlli, Karin Kauer, Tõnu Tõnutare
Chair of Soil Science, Institute of Agricultural and Environmental Sciences, Estonian University of Life Sciences, Fr. R. Kreutzwaldi 5, 51006 Tartu, Estonia

Summary

Erosion-affected soils (EAS) are abnormal or syn-lithogenic agriculturally used mineral soils, where

normal soil-forming processes have been influenced by soil erosion. In the work, their forming conditions and the nomenclature of EAS are treated. The main criteria of eroded (E) soils determination are the intensity or stage of erosion and calcareousness of soils, but of deluvial (D) soils the water regime and the thickness of formed colluvial horizon. Neutral (N) soils are transitional soils between E and D soils and non-eroded (En) soils are those where is absent the denudation and sediment accumulation.

Humus status (HS) of soil reflects the whole soil organic matter presented in various soil horizons and being in various stages of decomposition embracing all links of soil organic matter flow throughout the soil. The essential compartments of soil HS are its organic carbon (OC) and total nitrogen (NT) contents and ratio C:N in soil. For characterization of EASs' HS, their OC and NT contents (g kg^{-1}), superficial densities (Mg ha^{-1}) and ratio C:N were studied by soil layers of arable soil species.

Quantitative parameters treated in the work were derived from (1) Database (DB) of arable EAS monitoring on the Valgjärve research area; (2) DB Estonian soils in numbers, formed in the course of large scale soil survey of Estonia; (3) DB Pedon about soil profiles' horizons created during 1967–1985 by us, and (4) DB on humus transects established for research of arable soils HS.

Using as a base of comparing data's quartiles it reveals, that EAS's HC thicknesses of research area Valgjärve E soils are in limits 18–23 cm, D soils 30–65 cm and of En soils 22–27 cm. The concentrations of OC in influenced by erosion landscapes vary only in modest extent, whereas the E, D and En soils' OC contents medians are accordingly 9.4, 11.2 and 10.9 g kg^{-1} . The OC stocks given in the limits of quartiles is in E soils 24–36, D soils 51–143 and En soils 32–49 Mg ha^{-1} . The medians of C:N in E, D and En soils are accordingly 9.8, 9.4 and 10.2. Therefore, on eroded areas, the perpetual continuums of soil properties' (among these HS) changes may be followed and it is very complicated to separate soil contours on 1:10 000 soil maps. In this work, these transitional areas between E and D soils are characterized as N soils.

On erosion-affected areas, the E and D soils form different soil associations with auto- and hydromorphic normally developed non-eroded soils, where very commonly as well the fluvial (abnormal) soils are presented. The relatively high pedodiversity caused by the areas high geodiversity is requisite to the high plants and soil organisms' biodiversity. In erosion-affected regions is extremely important to maintain agricultural activity, as with this is ensured the persistence of naturally beautiful landscapes. The soil cover with EAS acts as an accumulator of formed on the same area soil OC.

Huvide konflikt / Conflict of interest

Autor kinnitab artikliga seotud huvide konflikti puudumist. *The author declares that there is no conflict of interest regarding the publication of this paper.*

Autorite panus / Author contributions

RK, KK, TT – artikli kontseptsioon ja planeerimine / *study conception and design*;
 RK – andmete kogumine / *acquisition of data*;
 KK, RK – andmete analüüs / *analysis of data*;
 KK – illustreeriva materjali vormistamine / *design of figures*;
 RK – käsikirja mustandi kirjutamine / *drafting of manuscript*;
 RK, KK, TT – lõpliku käsikirja toimetamine ja heaks kiitmine / *critical revision and approve the final manuscript*.

Kasutatud kirjandus

- Arold, I. 2005. Eesti maastikud. – Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, 453 lk.
- Astover, A. (koost.) 2013. Muldade väliuurimine. – Eesti Loodusfoto, Tartu, 70 lk.
- Bullock P., Montanarella, L. 2005. Soil Information: Uses and Needs in Europe. – In Soil Resources of Europe, 2nd ed. (Eds. R.J.A. Jones, B. Houskova, P. Bullock, L. Montanarella). – ESB, OOP, EC, Luxembourg, pp. 397–417
- Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Rouseva, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. – *Geomorphology*, 122:167–177. DOI: 10.1016/j.geomorph.2010.06.011
- Chapman, L.Y., McNulty, S.G., Sun, G., Zhang, Y. 2013. Net nitrogen mineralization in natural ecosystems across the conterminous US. – *International Journal of Geosciences*, 4:1300–1312.
- Christopher, S.F., Lal, R. 2007. Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. – *Critical Reviews in Plant Sciences*, 26:45–64. DOI: 10.1080/07352680601174830
- Eesti Põllumajandusprojekt [EPP] 1982. Eesti NSV muldade inventeerimisühikute nimestik. – Kaardistamisühikute lühidiagnostika. Käsikiri, 19 lk.
- Fullen, M.A., Booth, C.A., Brandsma, R.T. 2006. Long-term effects of grass ley set-aside on erosion rates and soil organic matter on sandy soils in east Shropshire, UK. – *Soil and Tillage Research*, 89:122–128. DOI: 10.1016/j.still.2005.07.003
- Heinsalu, A. 1982. Ekstreemsetest erosioonikahjutustest Haanja kõrgustikul. – Geograafia rakenduslikke aspekte põllumajanduses. Tallinn-Saku, lk 34–36.
- Hellin, J. 2006. Better land husbandry: from soil conservation to holistic land management. – *Land Reconstruction and Management*. Science Publishers. 288 p.
- Kask, R. 1975. Eesti NSV maafond ja selle põllumajanduslik kvaliteet. – Tallinn, 358 lk.

- Kask, R., Lemetti, I., Sepp, K. 2006. Soil erosion in Europe: Estonia. – In *Soil erosion in Europe*, (Eds. J. Boardman, J. Poesen). – Wiley-VCH, pp. 33–38.
- Kokk, R., Rooma, I. 1971. O soistvah smõtõh i namõtõh potšv i ob intensivnosti erozii v Estonskoi SSR. – *EPMÜ teadustööde kogumik*, 75:330–342.
- Kõlli, R. 1993. Agromullateaduse välipraktika. Põllumuldade humusseisundi uurimine. 2. trükk. – EPMÜ, Tartu, 57 lk.
- Kõlli, R., Ellermäe, O., Kauer, K., Köster, T. 2010. Erosion-affected soils in the Estonian landscape: humus status, patterns and classification. – *Archives of Agronomy and Soil Science*, 56(2):149–164. DOI: 10.1080/03650340903005624
- Köster, T., Penu, P., Kikas, T. 2010. Estimation of soil erosion risk areas by GIS analysis of land use and soil maps: An Estonian case study. – In *Proceedings of the ISSC on "Management of Natural Resources to Sustain Soil Health and Quality"* (Eds. R. Kizilkaya, C. Gulser, O. Dengiz), May 26–28 2010. – Samsun, Turkey, pp. 1141–1147.
- Lutsar, A. 1982. Kuppelalade melioreerimine ja põllumajandusmaastiku kujundamine. – *Geograafia rakenduslikke aspekte põllumajanduses*, Tallinn-Saku, lk 31–33.
- Maa-amet 2001. Vabariigi digitaalse suuremõtkavalise mullastiku kaardi seletuskiri. – Tallinn, 46 lk.
- Maa-uuringud 2009. Eesti mullastiku kaart. – <http://geoportaal.maaamet.ee>
- Montanarella, L. 2003. The EU thematic strategy on soil protection. – In *Land Degradation* (Eds. R.J.A. Jones, L. Montanarella). – EC JRC Ispra, Italy, pp. 15–29.
- Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., Alewell, C. 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. – *Science of The Total Environment*, 479–480:189–200. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.010
- Piirkondlik mullakaitse toetus [PMKT] 2019. MAK 2014–2020, meede 10.13, PRIA.
- Poeplau, C., Zopf, D., Greiner, B., Geerts, R., Korvaar, H., Thumm, U., Heidkamp, A.D.A., Flessa, H. 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265:144–155. DOI: 10.1016/j.agee.2018.06.003
- Spaan, W.P., Winteraeken, H.J., Riksen, M.J.P.M. 2006. Dutch policy and practices on erosion control: Then and now. – *Archives of Agronomy and Soil Science*, 52(2):233–241. DOI: 10.1080/03650340600603861
- Shaffer, M.J., Ma, L. 2001. Carbon and nitrogen dynamics in upland soils. – In *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management* (Eds. M.J. Shaffer, L. Ma, S. Hansen). – Washington: Lewis Publication, p. 11–26.
- Tjurin, I.V. 1935. Comparative study of the methods for the determination of organic carbon in soils and water extracts from soils. – In *Materials on genesis and geography of soils*. – ML Academy of Science USSR, pp. 139–158.
- Van Oost, K., Govers, G., de Alba, S., Quine, T.A. 2006. Tillage erosion: A review of controlling factors and implications for soil quality. – *Progress in Physical Geography*, 30:443–466. DOI: 10.1191/0309133306pp487ra
- Vorobyova, L.A. 1998. *Chemical analysis of soils*. – Moscow University Press, Moscow, 272 p.