

Egy rekultivált bányameddő-terület fásításának hosszú-távú hatásai a kialakuló talaj szerves szén és nitrogén tartalmára

¹*FEKETE István, ²BÉNI Áron, ¹MILÓ Márk, ³MÓRICZ Norbert, ⁴*KOTROCZÓ Zsolt

¹Nyíregyházi Egyetem, Környezettudományi Intézet, Nyíregyháza, Magyarország;

²Debreceni Egyetem, Agrokémiai és Talajtani Intézet, Debrecen, Magyarország;

³Erdészeti Tudományos Intézet, Soproni Egyetem, Sopron, Magyarország;

⁴Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Agrárkörnyezettani Tanszék, Budapest, Magyarország

(Beérkezett: 2025.09.01.; Elfogadva: 2026.01.05.)

Eredeti közlemény

© Szerző(k) 2026



Összefoglalás

Kutatásunk célja annak vizsgálata, hogy a külszíni fejtésű bükkábrányi lignitbánya meddőhányójának erdősítését követően a föld alatti és föld feletti primer produkcióból származó szerves szén (C) és nitrogén (N) milyen ütemben épül be a talaj szerves anyagába különböző korú (5, 9, 18, 23, 29 éves) akácültetvényeken. A talaj felső 25 cm-es rétegét három szintben (0–5, 5–15, 15–25 cm) elemeztük CN analízátor segítségével. Eredményeink szignifikáns növekedést mutattak a szerves szén- és nitrogéntartalomban, amelynek mértéke a mélységtől és az állomány korától függően eltért. Összességében 23 év alatt 4–8-szoros növekedést tapasztaltunk, ami igazolja, hogy a kiinduláskor szinte szervesanyag-mentes fedőréteg negyedszázad alatt számottevő mennyiségű szerves anyagot halmozott fel. A felső 5 cm-es rétegben a C tartalom elérte a 4%-ot, míg a 15–25 cm-es mélységben 1,1%-ot. Az 5 cm-es felső rétegben a C- és N-tartalom a 23. évre elérte az adott erdőtípusra, klímára, talajra és egyéb földrajzi adottságokra jellemző egyensúlyi állapotot, amelyet további növekedés már nem követett. A szerves széntartalom növekedése 2 t ha^{-1} értéket mutatott éves szinten az 5–29 éves időszak között.

Kulcsszavak: rekultiváció, talajbiológia, hulladéklerakó, szerves anyag, szén-nitrogén felhalmozódás, Bükkábrány

Bevezetés

A légköri szén-dioxid szint ütemes növekedése és az ehhez kapcsolódó klímaváltozás bioszférát sújtó hatásai mind jobban kiemelik a talajokban és a biomasszában tárolt C fontosságát. Az ezekben tárolt szénkészletek növelése

*Levelező szerző: KOTROCZÓ ZSOLT, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Agrárkörnyezettani Tanszék, Budapest, Villányi út 29–43; FEKETE ISTVÁN, Nyíregyházi Egyetem, Környezettudományi Intézet, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31. b.

E-mail: kotroczo.zsolt@gmail.com

jelentősen mérsékelheti a légköri CO₂ szint további növekedését, ugyanakkor helytelen használatuk növelheti is az üvegházgázok mennyiségét a légkörben. A talajok szerves anyaga több szenet raktároz, mint a növényi biomassa és a légkör együttvéve (FIELD & RAUPACH, 2004). Az aktív, légkör – talaj – bioszféra szénkerékben részt vevő, szárazföldi rendszerek teljes szénkészletének körülbelül kétharmadát teszi ki a talajok szerves szénmennyisége (POST et al., 1982), ami körülbelül háromszorosa a jelenlegi légköri szénmennyiségnek és kb. 2.400 Pg szenet jelent a 2 m-es talaj mélységig (SCHLESINGER, 1995; FONTAINE et al., 2003; BATJES, 2014; YOUSAF et al., 2017).

Az erdők a Föld szárazföldi, növényzettel borított felszínének szűk egyharmadát foglalják el. Kulcsszerepet játszanak a helyi és globális szénforgalomban, de jelentős hatást gyakorolnak az éghajlatra is nemcsak lokális, de regionális szinten is (REICHSTEIN & CARVALHAIS, 2019). Az erdei biomasszában tárolt szén a szárazföldi biomassa közel 80%-át teszi ki. Az erdőtalajok szerves szénkészlete a fent említett szárazföldi ökoszisztémák teljes, aktív szén-készletének több mint 40%-át (DIXON et al., 1994; WEI et al., 2014; MAYER et al., 2020), a talajok összes szénkészletének pedig több mint a kétharmadát adja (SIX et al., 2002). Mindezek az adatok jól mutatják, hogy az erdőségek biomasszájának széntartalma, továbbá talajaik szerves szénkészlete jelentős szerepet játszik a légköri CO₂ hosszú távú megkötésében (ACHAT et al., 2015; FEKETE et al., 2025).

Az erdőtelepítés – legyen szó erdősítésről vagy újra erdősítésről – képes lehet visszafordítani az erdőirtás hatásait, illetve részlegesen kompenzálni a fosszilis tüzelőanyagok elégetése során a légkörbe kerülő CO₂ mennyiségét, elősegítve a szén felhalmozódását (METZ et al., 2008). Emiatt az erdősítést és újraerdősítést a Kiotói Jegyzőkönyv 3.3. cikke (MORLOT, 1998) hatékony szénmegkötési módszerként javasolja az érintett országok számára.

Az erdősítés hatásai a talajok szénfelhalmozódására és az azt befolyásoló tényezők még nem kellően ismertek fontosságuk ellenére sem (LI et al., 2012). Egyes vizsgálatok szerint az erdősítés növelte (RESH et al., 2002; KORKANÇ, 2014) míg mások szerint csökkentette különösen a fiatal (<10 éves) erdőállományok esetében (PAUL et al., 2002; MAO & ZENG, 2010) a talaj szerves szénfelhalmozódását. Az eltérő eredményeket az magyarázta, hogy eltérő volt a kiinduló talajok széntartalma attól függően, hogy az erdősítés előtt milyen vegetáció, illetve talajhasznosítás jellemezte a területet. Az éghajlat és a földrajzi környezet mellett az erdősítésnél alkalmazott fafajták eltérései is jelentős hatást gyakoroltak az érintett területek szénmérlegére (LAGANIÈRE et al., 2010; LI et al., 2012).

A légköri CO₂ megkötésében nagy potenciállal rendelkezhetnek a növényzet nélküli, illetve gyér vegetációjú területek. Ezeknek a kopár területeknek csak egy része alkalmas erdőségek kialakítására, azonban ezek hasznosítása is jelentős előnyökkel járhat nemcsak a szénmegkötés, de a területek ökológiai állapotának javítása szempontjából is.

TANG & WERNER (2023) nagy felbontású műholdképek vizsgálata alapján globálisan 65.585,4 km² területet lefedő bányaterületet térképeztek fel, amiben vélhetően a már rekultivált területek nem szerepelnek. A bányászat által közvetetten érintett területek ennél lényegesen nagyobb területekre terjednek ki. SONTER és

munkatársai (2020) szerint a bányászat potenciálisan a Föld szárazföldi területének kb. egyharmadát érinti, feltételezve, hogy bizonyos hatások átlagosan 50 km-re terjedhetnek ki a bányaterületek központjától számítva. A helyreállítás révén a kopár területek mezőgazdasági hasznosítású vidékekké, gyepekké, erdőkké, közösségi területekké, vagy éppen horgásztavakká stb. alakíthatók, ami kulcsfontosságú a globális élelmezésbiztonság (KÖVES et al., 2024) és az ökológiai egyensúly szempontjából, mivel javítja az ökoszisztéma-szolgáltatások minőségét (ZIPPER et al., 2011; SZABÓ et al., 2022). Az erdősítés – mint elismert és széles körben alkalmazott ökológiai helyreállítási módszer – alapvető szerepet játszik a degradált ökoszisztémák revitalizálásában, azokon a területeken, ahol a klimatikus viszonyok ezt lehetővé teszik.

A LIU és munkatársai (2024) által végzett vizsgálatok szerint az erdősítési beavatkozások a degradált, kopár felszíneken kezdeti szakaszban számottevően javítják a talaj termékenységet (azaz növelik a szerves szén tartalmát, valamint javítják víz- és tápelemmegkötő képességét), ami a vegetáció-helyreállítás talajminőségre gyakorolt kedvező hatásának közvetlen bizonyítéka. A termékenység korai növekedése elsősorban az újonnan telepített fák intenzív biológiai aktivitásának – így a gyökérzet fejlődésének és a lehullott lomb felhalmozódásának – tulajdonítható. E folyamatok elősegítik a talaj szervesanyag-tartalmának gyarapodását, valamint fokozzák a mikrobiális közösségek működését, ahogy azt a korábbi bányameddő területeken végzett vizsgálatok is mutatták (VÖRÖS & SZEGI, 1991; BIRÓ et al., 1993), ami a talaj tápanyagszolgáltató képességének javulásához vezet (GIWETA, 2020). Ennek eredményeként nő a talajban mérhető kulcsfontosságú tápanyagok koncentrációja (KABALAN et al., 2022).

A bányameddő területek hasznosítása, mely helyenként magába foglalja a területek erdősítését is, potenciálisan kiváló példáját adhatja a szénmegkötésnek mind a talajokban, mind a területen növekvő fák biomasszájában (AHIRWAL et al., 2020). Magyarországon is számos meddőhányó terület, illetve külszíni bányaterület színezi a tájat. Ezek közül a legnagyobbak közé tartozó Visontai és Bükkábrányi külszíni lignit bányák meddőterületeit rekultiválták, jelentős részüket a bányagödör területek visszatöltése után erdősítéssel. Ezek kiterjedése több száz hektárnyi területet érint. (Csak a bükkábrányi területen 400 hektárt meghaladó az erdősített meddőhányó területek nagysága). ZHANG et al. (2013) szerint minél nagyobb a különbség a fásítás előtti, a talajok szerves anyagok készletét erősen lecsökkentő földhasználat típusok és az erdőborítottság között a talajokba kerülő éves primer szerves anyag produkció tekintetében, annál nagyobb mértékű a szerves szén felhalmozódás a fásítást követően. Ennek megfelelően feltételeztük, hogy a meddőhányók szerves anyagtól szinte teljesen mentes üledékein a fásítás hatására jelentős mértékű szerves anyag felhalmozódás fog bekövetkezni, ami a talajokban tárolt szén és nitrogén ütemes növekedését biztosítja az erdők korának megfelelően.

A pillangósvirágúak (Fabaceae) családjába tartozó növények a korábbi erdőmentes, pl. bányameddő területeken történő alkalmazása gyorsan növeli a felszíni üledékanyag, vagy gyenge minőségű talajok szerves szén és tápanyag (különösen a N) tartalmát (PAUL et al., 2002). A pillangósvirágúak által a felszínre és az időközben kialakuló talajokba juttatott, levél és gyökéravarból eredő szerves

anyagok fokozzák a mikrobiális aktivitást és viszonylag gyors szervesszéntartalom-növekedést eredményeznek, ami több bányaterületen is növelte a szénmegkötést (NYENDA et al., 2020). Az általunk kutatott bükkábrányi meddőterületeken a fásítás során alkalmazott fehér akác is a pillangósvirágúak családjába tartozik. A faj egyedeinek elszaporodása a természetes ökoszisztémákban nem kívánatos folyamat ökológiai hatásai miatt. A mesterségesen létrehozott tápanyagszegény meddőhányó felszíneken a sikeres megtelepedés, valamint a gyökerein élő nitrogénkötő baktériumokkal (főként *Rhizobium* fajokkal) illetve arbuskuláris mikorrhiza gombákkal (VÖRÖS & SZEGI, 1991) való szimbiózis hasznos a talajképződés és a talaj N és C tartalmának gyors növelése miatt, a fásítást követő 2–3 évtizedben (KATO-NOGUCHI & KATO, 2024).

Az erdők telepítése, különösen a növényzetmentes, vagy növényzetszegény területeken jó lehetőséget nyújt az egyre növekvő mennyiségű légköri szén-dioxid hosszabb távú (évtizedes, de akár évszázados) megkötésére a talajokban és a fás növényzet biomasszájában, ott ahol a körülmények ezt lehetővé teszik. Az üvegházhatású gázok koncentrációjának légköri növekedése, a klímaváltozással kapcsolatos globális problémák, a talajokban és a biomasszában megvalósuló szénmegkötést is a politikai agendák célkeresztjébe helyezték. Ezért is fontos, hogy minél pontosabb képet kapjunk az erdősitett talajok széntároló képességének kapacitásáról, illetve ezen folyamatok sebességéről. Kutatásunk fő célja annak vizsgálata, hogy az eredetileg szervesanyag-mentes bányameddő üledékeken, az erdősités hatására milyen gyorsan történik a szerves szén felhalmozódása hosszú, évtizedes időtávon. Hipotézisünk szerint az egyre idősebb fák növekvő avar produkciója egy ideig gyors emelkedést biztosít a kialakulóban lévő talajok szerves szén és nitrogén koncentrációjában. Várhatóan először a felszíni rétegben érik el a területre jellemző maximális értéket, míg a mélyebb rétegek csak lassabban telítődnek szerves anyagokkal. Az akácerdők jelentős nitrogén termelő képessége nagymértékben gyorsíthatja a talajokban zajló N felhalmozódást, így várhatóan a N készletek előbb érik el az adott talajra jellemző maximális értéket, mint a széntartalom esetében. Mivel a talajok széntartalma szoros összefüggést mutat a vizsgált régiók klimatikus viszonyaival, az alkalmazott faállomány taxonómiai összetételével (a lehullott lomb mennyisége, az elhalt gyökerek lebomlási sebessége és a biomassza egyedi elemi összetétele okán), az erdősitett bányatalajokon indokolt lenne a hasonló jellegű vizsgálatok földrajzi kiterjesztése és szélesebb körű alkalmazása. ZHANG és munkatársai (2019) eredményei alapján a széntartalom hasonlóan szoros összefüggésben áll a kialakuló talajok fizikai és kémiai paramétereivel (a talaj tömörödöttsége, talajnedvesség, a talaj textúrájának és ásványi összetevőinek eltérései), ami szintén indokolja az ilyen jellegű vizsgálatok kiterjesztését.

Anyag és módszer

A Bükkábrányi külszíni lignitbánya Északkelet-Magyarországon található a Bükk-hegység előterében Bükkábrány településtől keletre, a 3-as főút és a Miskolc – Budapest vasútvonal közötti területen. A bükkábrányi külfejtéses bánya mintegy 2,5

km hosszú és 1 km széles területet foglal el (ERDEI et al., 2009). A területen talált lignitrétegek vastagsága elérheti a 10 méteres vastagságot is. A Bükkalja Lignit (a bükkábrányi lignittartalmú sorozat) kora 7,5–6,8 millió évre tehető (CSÁSZÁR, 2009). A lignitrétegek kialakulása a Pannon-tó paleoföldrajzi környezetéhez köthető, csakúgy mint a sokszínű fedőüledékek jelentős részének a megjelenése is (MAGYAR et al., 1999). A lignitet főként pannon kori tavi és folyóvízi üledékek borítják, melyek vastagsága több tíz méter is lehet. Ezek helyenként váltakozó rétegsorokat is jelenthetnek (homok–iszap–agyag sőt helyenként a kavics is), ami az egykori változó vízmélységre és üledékszállításra utal. A lignitréteget, illetve rétegeket elsősorban az akár 60 méter vastag, késő miocén kori homokrétegek fedik (CSÁSZÁR, 2009; ERDEI et al., 2009). A területen található fedőkőzetek tehát sokszínűek, részben a Pannon-tóhoz kapcsolódó folyóvízi és deltarendszeri üledékekből származnak, részben pedig a lassú vízmozgású, álló-, sekélyvízi környezetben lerakódó agyag és aleurit rétegeket jelentenek, de áthalmozott riolituffával is találkozhatunk a bánya területén is. A fentebb említett mélyebb rétegeket fiatal (pleisztocén–holocén) üledékek borítják, köztük lösz, löszös vályog, illetve lejtőtörmelék. A lignitrétegek kibányászását követően a korábban deponált fedőüledékeket visszatöltik a bányagödörbe, majd megfelelő mérnöki tervezést és elrendezést követően fásítják. A felszín közelébe általában az egykori felszínközeli rétegek kerültek, de ezek a felszínközeli rétegek keverten kerültek visszatöltésre. A mintavételezésre plató jellegű sík, vagy egészen kis (2–3%-ot) meg nem haladó lejtésű területeket használtunk. Kerültük a lejtők alatt lévő területeket – hogy kiküszöböljük mind az erózió, mind az akkumuláció szén felhalmozódást befolyásoló hatását – továbbá a mélyebb, esetlegesen pangóvíz által érintett területeket is.

A Bányavállalat által alkalmazott üledék visszatöltési technológia során az eredeti felső pár méteres fedő réteget töltik vissza a felszínre. A lignit rétegek ennél jóval mélyebben, jellemzően 50–60 méteres mélységben, vagy annál is mélyebben vannak. Kitermelés során az üledékhez keveredő lignitmaradványok nem kerülhetnek felszín közeli helyzetbe, így a talajmintáinkba sem. Ezt teljesen kizárni nem lehet, ezért a mintavételezéskor, majd a laboratóriumban is átvizsgáltuk a mintákat és marótárcsa által örölt lignit szemcséket nem találtunk bennük. Mivel a területet a bányászat előtt zömében alacsony szervesanyag tartalmú, mezőgazdasági hasznosítású talajok fedték, ezeket az általunk vizsgált területeken külön nem deponálták, így a fák ültetése a szinte szerves anyag mentes üledéken történt. Ez adta a lehetőséget, hogy a különböző ismert korú akácerdők alatti talajok szerves szén és nitrogén tartalmának összehasonlításával vizsgáljuk, hogy a talajok milyen mértékben és sebességgel képesek koncentrálni adott feltételek mellett a két vizsgált elemet.

A kutatott erdőterületek bemutatása

A kutatások során 5, 9, 18, 23 és 29 éves fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) erdők talaját vizsgáltuk a rekultivált területeken. Az erdők telepítésének egyik fő célja a terület erózióval szembeni védelme volt, ezért az energia, vagy egyéb célból ültetett erdőknél nagyobb számban helyeztek facsemetéket a visszahordott üledékanyagra. Eredetileg az idősebb erdők helyén 10.000 akáccsemetét ültettek hektáronként. Az

eredési arány 90–95% fölött volt az ültetések követő években. A későbbiekben több gyéritési időszak is volt, így a 23 és 29 éves erdőkben kb. 2.300–2.600 fa maradt egy hektáryi területen beleszámítva a vékonyabb, fejlődésben jobban visszamaradt fákat is. A terület éghajlatára 1993–2023 közötti időszakban, ami a legidősebb vizsgált erdőterület ültetési éve és a mintavételek közötti periódust jelenti, 11,07°C éves középhőmérséklet, 591 mm éves csapadékátlag és 7,51-es FAI (Forest aridity index) érték volt jellemző.

A talajvizsgálatok leírása

Öt véletlenszerűen kijelölt 6x6 méteres parcellán 0–5, 5–15 és 15–25 cm mélységből vettük 5 véletlenszerűen kiválasztott furatból mintákat 2022 és 2023 novemberében. Az egy parcellából és mélységből származó mintákat egy mintagyűjtő zacskóba helyeztük, így parcellánként, 3 különböző mélységből származó mintát kaptunk. A mintavételhez 20 mm átmérőjű Pürckhauer 434 1.175/1.000 mm (Bürkle GmbH) talajmintavevőt használtunk. A minták talaj szén és nitrogén vizsgálatához CN-analizátort (Skalar Primacs Snc-100 CN) alkalmaztunk. A műszeres vizsgálatok révén a talajminták szerves szén tartalmát is ki tudtuk számolni (szerves szén = összes szén – szervesetlen szén), a későbbiekben feltüntetett eredmények ezeket az értékeket mutatják.

A szemcseméret-eloszlást kémiai előkezelést követően lézer-diffrakciós módszerrel határoztuk meg. A minták karbonát- és szervesanyag-tartalmát HCl- és H₂O₂-kezeléssel távolítottuk el (BUURMAN et al., 1996), majd a részecskék diszpergálása érdekében 0,5 M Na₄P₂O₇-oldatot adtunk a mintákhoz. A méréseket Fritch Analysette 22 Microtech készülékkel végeztük 0,2–2.000 µm tartományban. A szemcseméretetek számítása a Mie-elmélet alkalmazásával történt, 1,45 törésmutató mellett (CENTERI et al., 2015). Annak érdekében, hogy a jelen vizsgálat szemcseméret-adatai összehasonlíthatóak legyenek a pipettás módszerrel nyert eredményekkel, az agyagfrakció felső határértékét 5,8 µm-ben határoztuk meg (MAKÓ et al., 2017). A szemcsehatárok a következők szerint alakultak: homok (0,063–2 mm), kőzetliszt (0,063–0,0058 mm), agyag (<0,0058 mm).

A talaj pH-ját potenciometriás módszerrel határoztuk meg 0,01 M CaCl₂-oldatban, 1:2,5 talaj/oldat arány alkalmazásával (MSZ-08-0206-2:1978).

A vizsgált talajok az 1. táblázatban leírt csoportokba sorolhatók.

1. táblázat

A vizsgált területek talajainak WRB osztályozás szerinti besorolása (IUSS WG WRB, 2022).

Ültetvény kora (év)	WRB talajosztályozás
5	Eutric Regosol (Siltic)
9	Eutric Regosol (Loamic)
18	Eutric Cambisol (Siltic)
23	Eutric Cambisol (Siltic)
29	Eutric Cambisol (Siltic)

Ahhoz, hogy meg tudjuk adni az ültetett erdők talajaiban az átlagos éves szerves szénttartalom mennyiségi növekedését a koncentrációk mellett a legfiatalabb és a legidősebb erdők talajainak térfogattömegét is megmértük. Rétegenként 3 mintát vettünk a 2 eltérő korú erdőben. A vizsgálatot 48 × 50 mm-es talajmintagyűjtő acélcsővekben vettünk és a kiszáritott talajminták tömegének és az acélcsővek térfogatának ismeretében végeztük, a légszáraz talajok tömegét elosztva a mintagyűjtő térfogatával.

Statisztikai vizsgálatok

A statisztikai elemzésekhez egyszeres véletlen elrendezésű varianciaanalízist (ANOVA) és „Tukey” HSD tesztet használtunk. A statisztikai elemzéseket a Statistica 8.0 szoftverrel végeztük. A vizsgált csoportok közötti különbséget $p \leq 0,05$ értékek esetén tekintettük szignifikánsnak.

2. táblázat

A bükkábrányi talajok szemcseösszetétele (az átlag, illetve SE (Standard Error - standard hiba) értékek feltüntetésével). Az eltérő betűk a szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbséget mutatják a különböző korú erdők talajaiban az ugyanazon mélységű szintek és ugyanazon szemcseösszetétel frakciók esetében.

Ültetvény kora (év)	Mélység (cm)	Agyag (<5,8 μm) (%)	Kőzetliszt (63–5,8 μm) (%)	Homok (63–2.000 μm) (%)
29	0–5	19,53±0,77a	58,94±1,56b	21,53±1,40a
	5–15	19,39±0,72a	62,30±1,86b	18,31±2,21a
	15–25	20,47±0,79a	65,00±3,31b	14,53±4,01a
23	0–5	21,66±0,83a	55,51±1,32b	22,83±1,98a
	5–15	21,62±1,02a	61,35±1,86b	17,03±2,75a
	15–25	23,42±0,44a	61,68±0,93b	14,89±1,18a
18	0–5	20,42±0,47a	50,65±0,34b	28,94±0,14a
	5–15	23,35±1,05a	59,14±6,73b	17,51±7,78a
	15–25	25,46±0,10a	64,41±2,23b	10,13±2,32a
9	0–5	14,73±9,71a	26,73±14,88a	58,55±24,60b
	5–15	24,70±23,26a	23,64±19,35a	51,66±42,61b
	15–25	19,53±14,17a	36,08±22,17a	44,39±36,34b
5	0–5	25,76±5,59a	55,23±4,75b	19,01±10,34a
	5–15	24,72±4,37a	56,77±6,90b	18,52±11,27a
	15–25	33,86±2,74a	56,05±5,15b	10,10±2,41a

Eredmények

A 9 éves erdőktől eltekintve, a talajok szemcseösszetétel aránya nem mutat szignifikáns különbséget az agyag, kőzetliszt és homok arányát illetően a vizsgált erdőterületek között (de az agyagtartalomban, ami a leginkább befolyásolja a szén tartós megkötését a 9 éves erdő talajai sem különböztek a többitől szignifikánsan) (2. táblázat).

A vizsgált talajok pH-ja csak a 9 és 18 éves erdők esetében mutatott szignifikánsan eltérő értéket a többi erdőterület talajától. A maximális különbség sehol sem haladta meg az 1,2-es pH értéket és a vizsgált talajok a semleges, illetve enyhén lúgos és enyhén savas tartományba tartoztak (3. táblázat).

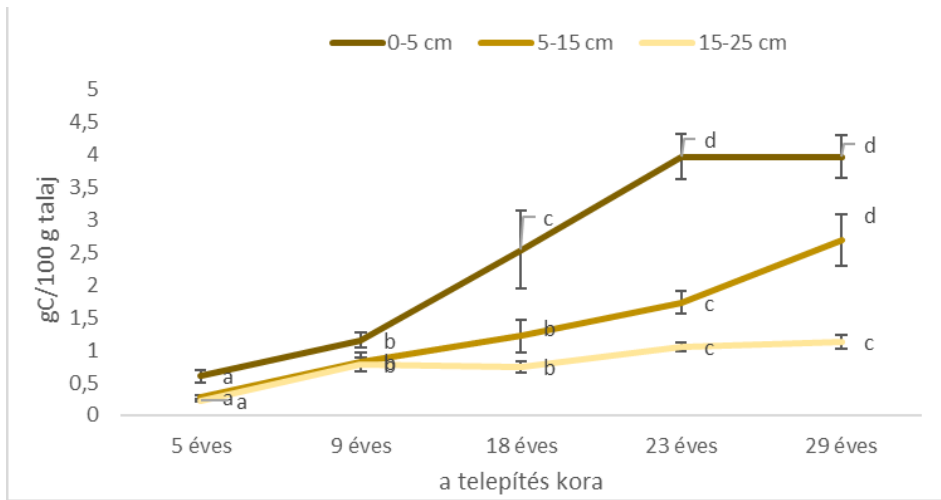
3. táblázat

A bükkábrányi talajok pH-ja (az átlag, illetve SE értékek feltüntetésével). Az eltérő betűk a szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbséget mutatják a különböző korú erdők talajaiban ugyanazon mélységű szintek esetében.

Ültetvény kora (év)	Mintavétel mélysége		
	0–5 cm (átlag±SE)	5–15 cm (átlag±SE)	5–25 cm (átlag±SE)
5	7,54±0,09b	7,49±0,23b	7,47±0,17bc
9	6,90±0,15ab	6,77±0,32ab	6,56±0,36a
18	6,52±0,35a	6,33±0,42a	6,81±0,25ab
23	7,12±0,11ab	7,48±0,06b	7,50±0,04bc
29	7,24±0,03b	7,36±0,03b	7,65±0,05c

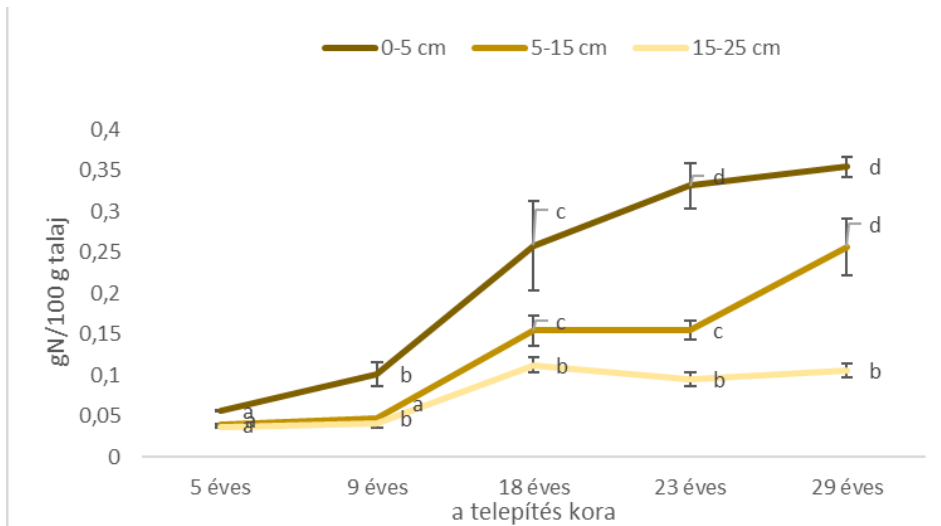
A területen található bányameddő üledékek az akácerdők ültetése előtt szinte teljesen szerves anyag mentesek voltak. Egy korábbi talajmintavételezés során kapott eredmények alapján az egyéves ültetvények szerves széntartalma sehol sem haladta meg a 0,2%-os értéket, még a felső 5 cm-es rétegben sem (az átlag $0,17\% \pm 0,014$ volt). Ez az egyéves avar lebomlása után a talajban visszamaradó mennyiséget tükrözi elsősorban, jelezve, hogy az eredeti bányameddő szerves szén mennyisége elhanyagolható lehetett.

A talajok felső 25 cm-es részének 3 rétegben történő elemzését végeztük a szerves szén és nitrogén tartalmukat illetően (1. ábra, 2. ábra). A legidősebb és a legfiatalabb erdők talajai nagyfokú hasonlóságot mutattak mind a szemcseösszetételük, mind a pH tekintetében, így az éves szén felhalmozódás kiszámításához ezek értékeit vettük figyelembe. A térfogattömeg értékek a 3 mélységi szintben a következőképpen alakultak az átlagot és az SE-t feltüntetve a 29 éves erdők esetében: $0,89 \pm 0,02$; $1,05 \pm 0,03$; $1,21 \pm 0,03$, az 5 éves erdők alatt pedig: $1,4 \pm 0,01$; $1,44 \pm 0,01$; $1,48 \pm 0,02$. Az öt éves erdő talajai a felső 25 cm-es rétegben $11,4 \text{ t ha}^{-1}$ szerves szenet tartalmaztak, míg a 29 éves erdőé $59,5 \text{ t ha}^{-1}$. Ezek alapján 24 év alatt egy hektáron 48,1 tonna szerves széntartalom növekedést mértünk, ami évente 2 tonnát jelent átlagosan.



1. ábra

A különböző korú erdők eltérő mélységű talajaiban mért szerves széntartalmak mennyisége tömeg %-os értékekben (az átlag, illetve SE értékek feltüntetésével). Az eltérő betűk a szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbségeket mutatják a különböző korú erdők talajaiban ugyanazon mélységű szintek esetében.



2. ábra

A különböző korú erdők eltérő mélységű talajaiban mért nitrogén tartalmak mennyisége tömeg %-os értékekben (az átlag, illetve SE értékek feltüntetésével). Az eltérő betűk a szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbséget mutatják a különböző korú erdők talajaiban ugyanazon mélységű szintek esetében.

A rekultivált bükkábrányi bányameddők erdőterületein a talajok szerves szén és nitrogén tartalmát illetően két egyértelmű tendencia figyelhető meg. Egyrészt a talajok mélyebb rétegeiben lassabban és kisebb mértékben halmozódik fel a két vizsgált elem. Másrészt a szerves C tartalom a két mélyebb rétegben folyamatos, bár többnyire lassú növekedést mutat, míg a felső 5 cm-es rétegben ez a növekedés 23 éves korig jelentkezik igen ütemesen, majd stagnál. A felső rétegben a C tartalom több mint a hat és félszeresére nőtt. A középső rétegben, ahol folyamatos volt a növekedés a 24 éves vizsgálati ciklusban (az 5 és a 29 éves erdők talajainak összehasonlítása esetén) csaknem tízszeres növekedést tapasztaltunk. Az alsó réteg esetén ötszörös növekedést mutatott a széntartalom bővülése 24 év alatt. A N esetében 18 éves korig mind a 3 mélységben megfigyelhető a növekedés, míg a későbbi időszakban a felszíni rétegben folytatódik a növekedés, míg a mélyebb rétegekben stagnál. A legmélyebb rétegben ez a stagnálás tartós értéket mutat, míg a középső rétegben a 23–29 éves kor között újabb növekedés indul meg. A talaj N tartalma a felső rétegben 6,3-szeres növekedést mutatott a legfiatalabb és a legidősebb erdőterületen, ami a C-hez hasonló növekedést jelent. A középső rétegben hasonló volt a N tartalom növekedése (6,6-szeres), míg a 15–25 cm-es rétegben kisebb mértékű volt (2,9-szeres). A legmélyebb réteg esetében a 18 éves erdőnél mértük a legmagasabb átlagértéket. Tehát mind a C, mind a N esetében a legmélyebb talajréteg mutatta negyedszázad alatt a legkisebb növekedést, míg a középső a legnagyobbat.

Szembevetendő, hogy a szerves C tartalom esetében a 3 mélység között az első 9 évben még jóval kisebb különbség van, majd ezt követően jelentősen távolodni kezdenek a C tartalom értékek az erdők 23 éves koráig, végül újra csökkenni kezd a különbség. A N tartalom esetében hasonló tendenciákat tapasztaltunk, de itt már az 5–9 éves kor között növekedni kezdenek a különbségek. A legfiatalabb (5 éves erdőnél) a felső talajréteg N tartalma 53%-kal magasabb, mint a legalsó rétegé, míg a 23 éves erdők esetében ez a különbség már 248%-os. A C tartalom esetében a 9 éves erdőnél a legkisebb a különbség a felső és a legalsó réteg között (47%), míg a 23 éves erdő talajában már 278%-os.

4. táblázat

A bükkábrányi talajok C/N aránya (az átlag, illetve SE értékek feltüntetésével). Az eltérő betűk a szignifikáns ($p \leq 0,05$) különbséget mutatják a különböző korú erdők talajaiban ugyanazon mélységű szintek esetében.

Ültetvény kora (év)	Mintavétel mélysége		
	05 cm (átlag±SE)	5–15 cm (átlag±SE)	5–25 cm (átlag±SE)
5	10,67±2,00a	6,87±0,64a	5,96±0,34a
9	11,62±1,47a	17,63±3,59b	19,81±4,68b
18	9,73±0,36a	7,67±0,39a	6,52±0,50a
23	12,01±0,19a	11,13±0,35a	11,20±0,69a
29	11,14±0,63a	10,44±0,19a	10,61±1,39a

A fásítást követő szűk 2 évtizedben a kialakuló talajok mélységtől és kortól függően jelentősen eltérő C:N arányt mutatnak, az értékek 19 és 6 között ingadoznak. Az idősebb erdőknél kialakul egyfajta egyensúly közeli helyzet, ahol jóval kisebb különbségek vannak a talajok között (4. táblázat).

A C:N arányok az 5 éves erdők talajaiban egyértelműen csökkennek a talaj mélységével. Hasonló mintázatot mutatnak a 18 éves erdő talajai, míg az idősebb (23 és 29 éves) erdőknél a 3 réteg C:N aránya között nincs szignifikáns különbség.

Az eredmények megvitatása

Az erdők telepítése óta eltelt idő mellett természetesen számos egyéb paraméter befolyásolhatja a talajok szénkészletének éves növekedését. A talajok szemcseösszetétele (BIRÓ et al., 1993) fontos szerepet játszik a talajok biológiai aktivitásban és a szerves széntartalom növekedésében is. Ezért, hogy ezeket tényezőket kizárjuk, az ebben a tekintetben nagyon hasonló 5 és 29 éves erdők talajait használtuk a szerves szén hektáronkénti éves mennyiség növekedés kiszámításához. Így egyúttal szélesebb időtávra kaptunk rálátást.

Az általunk kapott hektáronkénti éves szerves széntartalom növekedés értéke igazodott a szakirodalomban leírt értékekhez. AKALA & LAL (2001) az erdősített bányameddő üledékek esetén 1–2,8 t ha⁻¹ közötti értékekről számoltak be a telepítést követő első 20–30 évben az általuk vizsgált Ohio-i bányameddő területeken. BAIER et al. (2022) az erdősített bányameddő területekre vonatkoztatott metaanalízisükben valamivel alacsonyabb átlag értéket közöltek az általunk kapott értékektől, de legmagasabb értékeik másfélszeresen meghaladták a bükkábrányi mérések eredményeit. Az általunk számolt értékek így is az általunk megadott tartományon belül maradtak. MOU és munkatársai (2025) 62,09 t ha⁻¹ szerves szén tartalom növekedést mutattak ki 19 év alatt az általuk vizsgált talajok felső 30 cm-es rétegében a kínai Shanxi tartományban, rekultivált bányameddő talajokon szintén *Robinia pseudoacacia* ültetvényeket vizsgálva. Ez az érték jól közelíti az általunk kapott értéket, ugyan 5 évvel rövidebb vizsgálati periódust alkalmaztak, de 5 cm-el vastagabb réteget vizsgáltak.

A legmélyebb rétegben volt a legkisebb a C és N koncentráció emelkedése, ami a C és N input folyamatok kisebb volumenéből adódhat. Érdekes módon a legnagyobb növekedést a középső (5–15 cm-es) réteg mutatta, aminek a fő okát abban látjuk, hogy a bázis értéknek számító 5 éves mintáknál nagyon alacsony a kiindulási érték, mert az első 5 évben főleg a felső 5 cm-es rétegnek növekedett a C és a N tartalma. A felszíni és a legmélyebb rétegek szerves szén koncentráció különbségei a 9 éves erdők talajaiban voltak a legkisebbek, ami annak köszönhető, hogy ennél a mintasornál a legmagasabb a homokfrakció aránya (több, mint a duplája a többi erdőség talajainál mért értéknek). Ez nehezíti a szén hosszabb távú raktározását, mert gyorsíthatja a lebomlást a jobb oxigén ellátás miatt, valamint a szerves anyagok kimosódását is. A talajszén tartós elraktározódása is nehezebb a szemcseösszetétel sajátosságai miatt, kisebb mennyiségben tudnak kialakulni organominerális komplexek, illetve mikroaggregátumok (CHENU & PLANTE, 2006). Ez utóbbi eredmény a szemcseösszetétel fontosságát mutatja, ugyanakkor a 9 éves erdő

talajának mind a 3 rétegében magasabb volt a szerves széntartalma, mint az 5 éves erdő megfelelő rétegeiben, ami a talajra, illetve talajba kerülő levél és gyökérvárak produkció jelentőségét bizonyítja. A felhalmozódási folyamatokat az is segíthette, hogy a 9 éves erdő talajaiban a homokfrakció növekedése főleg a közetliszt frakció csökkenésével járt együtt, az agyagfrakció nem mutatott szignifikáns eltérést a többi erdő talajához képest. A talajok szerves anyagának hosszabb távú raktározását főleg az agyag frakció ásványai segítik elő (CHEN et al., 2018).

A nedvesebb, óceáni éghajlatú mérsékeltövi erdőkben a talajokban zajló lebontó folyamatok intenzitása nyáron a legnagyobb. A talajok ilyenkor a legmelegebbek, de a víztartalom nyári csökkenése nem jelentős, illetve nem hosszantartó folyamat, így még nem veti vissza jelentősebben a metabolikus folyamatokat. Ezeken a területeken a talajok CO₂ kibocsátása télen a legkisebb, mivel a mikrobák és egyéb talajlakó élőlények lebontó folyamatai nem érvényesülhetnek megfelelő módon a hideg időjárás miatt (PARKIN & KASPAR, 2003). Ugyanakkor a szárazabb magyarországi erdőterületeken, mint amilyen a bükkábrányi is a nyári aszály miatt a lebontó folyamatok veszíthetnek az aktivitásukból, ami segítheti a talajokban történő C felhalmozódást (FEKETE et al., 2021; 2023; 2025). Ez is magyarázhatja a bükkábrányi meddőhányók felszínére telepített erdők talajainak jelentős szervesanyag tartalom növekedését viszonylag rövid idő alatt.

A talajok szerves szénkészleteinek dinamikus egyensúlya a szárazföldi ökoszisztémákban szorosan összefügg a mikrobiális szén-anyagcsere aktivitásával (WANG et al., 2021; SZABÓ et al., 2022). A vizsgált rekultivált üledékeken kialakuló talajok, mélységtől és kortól függően eltérő C:N arányt mutatnak, de jellemzően alacsony értékeket. Az ehhez társuló viszonylagos N bőség, serkentheti a lebontó folyamatokat a talajokban a szükséges egyéb ökológiai feltételek teljesülése esetén (WU et al., 2023). A gyorsan növekvő fiatal erdőkben a talaj C:N aránya jelentős változásokat mutat mind a különböző talajrétegek, mind a vizsgált időszakok között, utalva a kialakulóban lévő talajokban fennálló gyors változásokra az avar produkcióhoz köthető tápanyag bevitelben, illetve az ehhez kapcsolódóan a mikrobiális aktivitásban és ezzel összefüggésben a szén és nitrogénkörforgalomban. A 18 évesnél idősebb erdők talajaiban kialakult egy viszonylag stabil C:N arány, elérve az adott növényzethez, klímához és talajtani paraméterekhez (szemcseméret, ásványi összetétel, pH) igazodó értéket (CALLESEN et al., 2007; OSTROWSKA & PORĘBSKA, 2015).

A vizsgált talajok felszíni rétegében a 23. évben érte el a széntartalom a legmagasabb értékét. Ez azt jelenti, hogy ezután a talajokba beépülő és az ott lebomló szerves anyagok mennyisége egyensúlyba került. Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy a magas N-tartalmú akác avar alacsony C:N aránnyal rendelkezik. Emiatt a talajmikrobák számára könnyen hozzáférhető energia és N-forrást biztosít, ami a lebontó mikroorganizmusokat aktivizálva gyorsítja a szén anyagcserét is a talajokban. Különösen a levélavarral közvetlenül érintkező, oxigénben gazdagabb felső 5 cm-es talajrétegben. A 23–29 éves erdők esetén a jelentőssé váló avarprodukció a már kialakult magasabb talaj széntartalom csökkenését is okozhatná a priming-hatás miatt, ami a megnövekedett magasabb N tartalmú szerves anyag bevitel miatt alakulhat ki (KUZYAKOV, 2010). Azonban az általunk vizsgált

területeken, a viszonylag száraz nyarak miatt, a priming hatás jóval kisebb mértékben jelentkezik az erdőterületeken, mint a Föld csapadékosabb régióiban (FEKETE et al., 2014). Az eredetileg szinte szervesanyag mentes meddőhányókon, ahol erősen N-limitált a rendszer, az akácvar kezdetben segítheti a talaj kialakulását és szerves anyag tartalmának növekedését, de hosszabb távon nem kedvez a tartós szénraktározás további növekedésének. LIU et al. (2020) szerint a SOC (Soil Organic Carbon – talaj szervesanyag tartalom) mennyisége jelentősen nő az erdő korával a *Robinia pseudoacacia* erdőben és 30 éves kor környékén éri el a csúcspontját (2,1% a felső 10 cm-es rétegben és 1,1% az alsó 10–20 cm-es rétegben). Vizsgálataink eredményei is hasonló tendenciákat mutattak, mivel a mélyebb rétegekben (főleg az 5–15 cm-esben) a legidősebb erdő talajaiban is tartott a növekedés, de a felszíni (0–5 cm-es) réteg esetében már a 23 éves erdőnél elérte a legmagasabb értéket. Így valószínűsíthető, hogy hasonlóan LIU et al. (2020) eredményeihez a következő években a bükkábrányi akácerdők talajai is elérik a széntartalom maximum értékét a vizsgált 0–25 cm-es mélység teljes vertikumában. Méréseik a mélyebb réteg esetében hasonló értéket mutattak a szerves széntartalomban is, míg a felszíni rétegben a bükkábrányi erdőben jóval magasabb értékeket kaptunk, mely leginkább az erdőterület kisebb lejtésszögével és az eltérő klímával magyarázható (a cikkben vizsgált kínai területen a csapadék 60%–a nyáron hullik, ami gyorsabb lebomlást eredményez. A talajok szénraktárainak értékelésekor nemcsak azok nagysága, de minősége is fontos paraméter, melyet a gyorsabban bomló és a bomlással szemben ellenállóbb frakciók mennyisége határoz meg. A talajszén tartós megkötődését és hosszabb távú raktározását magyarázó újabb elméletek szerint a talaj ásványi anyagaihoz kötődő, tartósan megmaradó szerves szén nagy része mikrobiális úton keletkezik. Egy nagyobb és diverzebb talajmikroorganizmus tömeg serkentheti a tartós szénraktárak kialakulását a talajokban, különösen, ha megfelelő mennyiségű és fajtájú talajásványok segítik ezeket a folyamatokat a szerves-ásványi komplexek kialakításával (CRAIG et al., 2021).

MOU et al. (2025) 3 különböző fajfajjal (*Pinus tabuliformis*, *Styphnolobium japonicum* és *Robinia pseudoacacia*) beültetett bányameddő területet vizsgáltak, kutatásaik szerint a *Robinia pseudoacacia* esetén nőtt a leggyorsabban a vizsgálatok 2 évtizedes időszakán belül a talajok szerves szén tartalma. Ezek az eredmények is jelzik, hogy a meddőhányó üledékek fásítása esetén, az első évtizedekben, az akác gyorsan növeli, más erre a célra felhasználható fajfajjal összehasonlítva a talajok szerves szén tartalmát.

Bizonyos N formák könnyebben kimosódnak, mint a szerves szén, különösen az alacsony C:N arányú talajokból. Ez a folyamat a szerves anyagok gyorsabb mineralizációval is összefüggésben van a könnyebb oldhatóság mellett és a talaj NO_3^- -N és NO_2^- -N (valamint az NH_4^+ -N) tartalmát exponenciálisan csökkentheti (XIAOSONG et al., 2023). A N tartalom növekedésének megtorpanása az 5 cm-nél mélyebb talajrétegben következett be a 18 évesnél idősebb erdők esetén, ahol már közelít a területre jellemző egyensúlyi koncentrációhoz az adott talaj N szintje. Az idősebb erdők nagyobb lombkoronája már feltölti elegendő tápelemmel a talajokat a 10–15 cm-nél mélyebb rétegekben, a fák törzsétől nagyobb (1,5–2 m-es) távolságban is, ami miatt a magasabb tápanyag tartamú talajokon elszaporodtak a gyomnövények,

melyek szintén elvonhatják a talajokból az akác növekedése miatt felhalmozódó N egy részét (PERRY et al., 2010), míg a felső pár cm-es rétegben, a közvetlen lomb avar visszapótlás miatt, ez csak később következik be.

Több vizsgálat is bizonyította, hogy főleg a szárazabb erdőségekben, a talajvízbe történő közvetlen oldott szén-veszteség viszonylag elhanyagolható a talaj teljes szénmérlegéhez képest (FRÖBERG et al., 2007; EVANS et al., 2020). A talajban lévő széntartalom mennyiségi viszonyait nemcsak annak termelődése szabályozza, hanem a mikroorganizmusok általi lebontás, illetve a fizikai-kémiai megkötődés is, mely utóbbiak jelentősen csökkenthetik a hidrológiai folyamatok által vezérelt kimosódás mértékét a mélyebb talajrétegekbe, illetve a talajvízbe (KALBITZ et al., 2003). Ebből fakadóan a kimosódásból adódó szénvesztés a bükkábrányi talajokban is kisebb mértékű lehet, mint a N veszteség, mivel nemcsak a leggyakoribb szervetlen N formák, de a kis molekulatömegű szerves nitrogén vegyületek is sokkal gyorsabban kimosódnak a talajokból mint a szén, mivel a szerves szén tartalom áthelyeződési folyamatai jóval kisebb mértékűek, mint a nitrogéné (CARSWELL et al., 2018).

Következtetések

A különböző korú rekultivált bányameddő területek szén és nitrogén tartalmának vizsgálatai rávilágítanak arra, hogy az idő előrehaladtával jelentős és viszonylag gyors változások következnek be a kialakuló talajok szerves anyag tartalmában. Az erdősítés kezdeti szakaszában a szerves széntartalom a zéróhoz közelített, az idő múlásával azonban a növényi biomassza (avar, gyökérmaradványok) felhalmozódása, valamint a mikroorganizmusok és talajlakó állatok aktivitás növekedésének eredményeképpen a szerves szén és a N mennyisége fokozatosan növekszik. Az idősebb rekultivált területeken a talaj szerves szén tartalma gyakran már megközelítheti, vagy akár el is érheti a természetes erdők talajában mért értékeket. Ennek az állapotnak az elérése azonban hosszú időt – akár több évtizedet – igényel, és számos tényező, például a növénytársulás típusa, a talaj eredeti kémiai és szemcseösszetétele, valamint a klimatikus viszonyok befolyásolják. A bükkábrányi területeken ezek a folyamatok a felső rétegben 23 év alatt lejátzódtak, míg a mélyebb rétegekben, még nem tudhatjuk biztosan, hogy ez a folyamat lejátzódtott-e 3 évtized alatt. A rekultiváció során alkalmazott módszerek szintén jelentős hatással vannak a talaj szerves szén és N tartalmára. Az erdősítés során telepített fafajok, azok gyökérzete, lombavar hullása, illetve a talaj mikroklímája, mind hozzájárulnak a szerves szén akkumulációjához vagy éppen mineralizációjához a szakirodalom alapján. A gyors növekedésű, nitrogénkötő fajok (pl. akác) gyorsan növelhetik a szerves anyagok mennyiségét, főleg a kezdeti években, évtizedekben. A bükkábrányi rekultivált bányameddőn mért éves szerves szén akkumulációs értékek alapján a gyors növekedésű területek közé tartoznak a vizsgált talajok.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Mata Tibor Bányagazgató úrnak és Szomor László Senior szakértő úrnak a kutatásaink engedélyezéséért és a terepi munkában nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Hálásak vagyunk továbbá a bükkábrányi bányának (MVM Mátra Energia Zrt) a technikai háttér biztosításáért. A munkát a Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem Kutatási Kiválósági Programja (MATE-KKP) (K. Zs.) támogatta. Ezt a projektet a Nyíregyházi Egyetem Tudományos Tanácsa (F.I.) támogatta.

Irodalom

- ACHAT, D.L., FORTIN, M., LANDMANN, G., RINGEVAL, B. & AUGUSTO, L., 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*. **5**. 15991.
- AHIRWAL, J., KUMAR, A., & MAITI S. K., 2020. Effect of fast-growing trees on soil properties and carbon storage in an afforested coal mine land (India). *Minerals*. **10**. 840.
- AKALA, V. A. & LAL, R., 2001. Soil organic carbon pools and sequestration rates in reclaimed minesoils in Ohio. *Journal of Environmental Quality*. **30**. 2098–2104.
- BAIER, C., MODERSOHN, A., JALOWY, F., GLASER, B. & GROSS, A., 2022. Effects of recultivation on soil organic carbon sequestration in abandoned coal mining sites: a meta-analysis. *Scientific Reports*. **12**. 20090.
- BATJES, N. H., 2014. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*. **65**. 10–21.
- BIRÓ, B., VÖRÖS, I., KÖVES-PÉCHY, K. & SZEGI, J., 1993. Symbiont effect of Rhizobium bacteria and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on *Pisum sativum* in recultivated mine spoils. *Geomicrobiology Journal*. **11**. (3–4) 275–284.
- BUURMAN, P., VAN LAGEN, B. & VELTHORST, E. J. (eds.), 1996. *Manual for soil and water analysis*. Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands. pp.2–120.
- CALLESEN, I., RAULUND-RASMUSSEN, K., WESTMAN, C. J. & TAU-STRAND, L., 2007. Nitrogen pools and C: N ratios in well-drained Nordic forest soils related to climate and soil texture. *Boreal Environment Research*. **12**. 681–692.
- CARSWELL, A., HILL, P. W., JONES, D. L., BLACKWELL, M. S. A. JOHNES, P., DIXON, E. & CHADWICK, D., 2018. Impact of microbial activity on the leaching of soluble N forms in soil. *Biological Fertility of Soils*. **54**. (1) 21–25.
- CENTERI, C., SZALAI, Z., JAKAB, G., BARTA, K., FARSANG, A., SZABÓ, S. & BIRÓ, Z., 2015. Soil erodibility calculations based on different particle size distribution measurements. *Hungarian Geographical Bulletin*. **64**. 17–23.
- CHEN, C., LEINWEBER, P., ECKHARDT, K.-U. & SPARKS, D. L., 2018. The Composition and Stability of Clay-Associated Organic Matter along a Soil Profile. *Soil Systems*. **2**. (1) 16.
- CHENU, A. & PLANTE, F., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex', *European Journal of Soil Science*. **57**. (4) 596–607.

- CRAIG, M. E., MAYES, M. A., SULMAN, B. N. & WALKER, A. P., 2021. Biological mechanisms may contribute to soil carbon saturation patterns. *Global Change Biology*. **27**. 2633–2644.
- CSÁSZÁR, G., 2009. A possible Late Miocene fossil forest PaleoPark in Hungary: [Paléoparc à créer autour d'une forêt fossile d'âge Miocène supérieur en Hongrie]. In: LIPPS, J.H., GRANIER, B.R.C (eds.) *PaleoParks: The Protection and Conservation of Fossil Sites Worldwide*. Université de Bretagne occidentale Département des sciences de la terre. pp. 121–133.
- DIXON, R. K., SOLOMON, A. M., BROWN, S., HOUGHTON, R. A., TREXIER, M. C. & WISNIEWSKI, J., 1994. Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*. **263**, 185–190.
- ERDEI, B., DOLEZYCH, M. & HABLY, L., 2009. The buried Miocene forest at Bükkábrány, Hungary. *Review of Palaeobotany and Palynology*. **155**. 69–79.
- EVANS, L.R., PIERSON, D. & LAJTHA, K., 2020. Dissolved organic carbon production and flux under long-term litter manipulations in a Pacific Northwest old-growth forest. *Biogeochemistry*. **149**. 75–86.
- FEKETE, I., BERKI, I., LAJTHA, K., BÉNI, Á., MÓRICZ, N., VÁRBÍRÓ, G., MADARÁSZ, B., HORVÁTH, T., JUHOS, K. & KOTROCZÓ, Z., 2025. Changes in tree biomass and soil carbon pools of oak ecosystems along a climate gradient in a Central European region. *Plant and Soil*. **514**. 2681–2699.
- FEKETE, I., BERKI, I., LAJTHA, K., TRUMBORE, S., FRANCIOSO, O., GIOACCHINI, P., MONTECCHIO, D., VÁRBÍRÓ, G., BÉNI, Á., MAKÁDI, M., DEMETER, I., MADARÁSZ, B., JUHOS, K. & KOTROCZÓ, Z., 2021. How will a drier climate change carbon sequestration in soils of the deciduous forests of Central Europe? *Biogeochemistry*. **152**. 13–32.
- FEKETE, I., FRANCIOSO, O., SIMPSON, M. J., GIOACCHINI, P., MONTECCHIO, D., BERKI, I., MÓRICZ, N., JUHOS, K., BÉNI, Á. & KOTROCZÓ, Z., 2023. Qualitative and Quantitative Changes in Soil Organic Compounds in Central European Oak Forests with Different Annual Average Precipitation. *Environments*. **10**. 48.
- FEKETE, I., KOTROCZÓ, Z., VARGA, C., NAGY, P.T., VÁRBÍRÓ, G., BOWDEN, R.D., TÓTH, J.A. & LAJTHA, K., 2014. Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*. **74**. 106–114.
- FIELD, C. B. & RAUPACH, M. R. (eds.), 2004. *The global carbon cycle: integrating humans, climate, and the natural world*. Island Press. pp. 1–16.
- FONTAINE, S., MARIOTTI, A. & ABBADIE, L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry*. **35**. 837–843.
- FRÖBERG, M., BERGGREN KLEJA, D. & HAGEDORN, F., 2007. The contribution of fresh litter to dissolved organic carbon leached from a coniferous forest floor. *European Journal of Soil Science*. **58**. 108–114.
- GIWETA, M., 2020. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*. **44**. 11.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2022. *World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition*. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

- KABALAN, S., JUHOS, K., TÓTH, E. & BIRÓ, B. 2022. Impact of symbiotic mycorrhiza interrelation in some soil biological parameters and growth of five cover crops. *Agrokémia és Talajtan*. **71**. (1) 135–147.
- KALBITZ, K., SCHMERWITZ, J., SCHWESIG, D. & MATZNER, E., 2003. Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. *Geoderma*. **113**. 273–291.
- KATO-NOGUCHI, H. & KATO, M., 2024. Invasive characteristics of *Robinia pseudoacacia* and its impacts on species diversity. *Diversity*. **16**. 773.
- KORKANÇ, S. Y., 2014. Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *Catena*. **123**. 62–69.
- KÖVES, M., MADÁR, V., RINGER, M. & KOCSIS, T., 2024. Overview of Traditional and Contemporary Industrial Production Technologies for Biochar along with Quality Standardization Methods. *Land*. **13**. 1388.
- KUZYAKOV, Y., 2010. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*. **42**. 1363–1371.
- LAGANIÈRE, J., ANGERS, D.A. & PARÉ, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*. **16**. 439–453.
- LI, D., NIU, S. & LUO, Y., 2012. Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. *New Phytologist*. **195**. 172–181.
- LIU, Y., FANG, Y. & AN, S., 2020. How C: N: P stoichiometry in soils and plants responds to succession in *Robinia pseudoacacia* forests on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management*. **475**. 118394.
- LIU, Y., QIN, F., LI, L., DONG, X., LIU, L. & YANG, L., 2024. The Long-term effects of barren land afforestation on plant productivity, soil fertility, and soil moisture in China: a meta-analysis. *Plants*. **13**. 1614.
- MAGYAR, I., GEARY, D.H. & MÜLLER, P., 1999. Paleogeographic evolution of the late Miocene Lake Pannon in central Europe. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. **147**. 151–167.
- MAKÓ, A., TÓTH, G., WEYNANTS, M., RAJKAI, K., HERMANN, T. & TÓTH, B. 2017. Pedotransfer functions for converting laser diffraction particle size data to conventional values. *European Journal of Soil Science*. **68**. 769–782.
- MAO, R. & ZENG, D.-H., 2010. Changes in Soil Particulate Organic Matter, Microbial Biomass, and Activity Following Afforestation of Marginal Agricultural Lands in a Semi-Arid Area of Northeast China. *Environmental Management*. **46**. 110–116.
- MAYER, M., PRESCOTT, C. E., ABAKER, W. E. A., AUGUSTO, L., CÉCILLON, L., FERREIRA, G. W. D., JAMES, J., JANDL, R., KATZENSTEINER, K., LACLAU, J.-P., LAGANIÈRE, J., NOUVELLON, Y., PARÉ, D., STANTURF, J. A., VANGUELOVA, E. I. & VESTERDAL, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*. **466**. 118127.
- METZ, B., DAVIDSON, O. R., BOSCH, P. R., DAVE, R., MEYER, L. A. (eds.), 2008. *Climate change 2008: mitigation of climate change. Contribution of working group III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge. ISBN: 9780521880114
- MORLOT, J. C., 1998. *Key Issues in the Design of New Mechanisms under the Kyoto Protocol: A Scoping Paper*.

- MOU, Y. LU, B., WANG, H., WANG, X., SUI, X., DI, S. & YUAN, J., 2025. Evaluative Potential for Reclaimed Mine Soils Under Four Revegetation Types Using Integrated Soil Quality Index and PLS-SEM. *Sustainability*. **17**. 6130.
- MSZ-08-0206-2:1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (γ^1 -érték) és kicserélődési aciditás (γ^2 -érték)). MSZT, Budapest.
- NYENDA, T., GWENZI, W., GWATA, C. & JACOBS, S. M., 2020. Leguminous tree species create islands of fertility and influence the understory vegetation on nickel-mine tailings of different ages. *Ecological Engineering*. **155**. 105902.
- OSTROWSKA, A. & PORĘBSKA, G., 2015. Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. *Ecological Indicators*. **49**. 104–109.
- PARKIN, T. B. & KASPAR, T. C., 2003. Temperature Controls on Diurnal Carbon Dioxide Flux: Implications for Estimating Soil Carbon Loss. *Soil Science Society of America Journal*. **67**. 1763–1772.
- PAUL, K. I., POLGLASE, P. J., NYAKUENGAMA, J. G. & KHANNA, P. K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*. **168**. 241–257.
- PERRY, L. G., BLUMENTHAL, D. M., MONACO, T. A., PASCHKE, M. W. & REDENTE, E. F., 2010. Immobilizing nitrogen to control plant invasion. *Oecologia*. **163**. 13–24.
- POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J., STANGENBERGER, A. G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*. **298**. 156–159.
- REICHSTEIN, M. & CARVALHAIS, N., 2019. Aspects of Forest Biomass in the Earth System: Its Role and Major Unknowns. *Surveys in Geophysics*. **40**. 693–707.
- RESH, S. C., BINKLEY, D. & PARROTTA, J. A., 2002. Greater Soil Carbon Sequestration under Nitrogen-fixing Trees Compared with Eucalyptus Species. *Ecosystems*. **5**. 217–231.
- SCHLESINGER, W. H., 1995. An overview of the carbon cycle. *Soils and Global Change*. **25**. 9–25.
- SIX, J., CALLEWAERT, P., LENDERS, S., DE GRYZE, S., MORRIS, S. J., GREGORICH, E. G., PAUL, E. A. & PAUSTIAN, K., 2002. Measuring and Understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation. *Soil Science Society of America Journal*. **66**. 1981–1987.
- SONTER, L. J., DADE, M. C., WATSON, J. E. & VALENTA, R. K., 2020. Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications*. **11**. 4174.
- SZABÓ, P., JORDAN, G., KOCSIS, T., POSTA, K., KARDOS, L., ŠAJN, R. & ALIJAGIĆ, J., 2022. Biomonitoring and assessment of toxic element contamination in floodplain sediments and soils using fluorescein diacetate (FDA) enzymatic activity measurements: evaluation of possibilities and limitations through the case study of the Drava River floodplain. *Environmental Monitoring and Assessment*. **194**. 632.
- TANG, L. & WERNER, T. T., 2023. Global mining footprint mapped from high-resolution satellite imagery. *Communications Earth & Environment*. **4**. 134.

- VÖRÖS, I., & SZEGI, J., 1991. A rekultiváció során spontán betelepült endomikorrhiza gombaflóra tanulmányozása visontai hányóföldeken. *Agrokémia és Talajtan*. **40**. (3–4) 431–442.
- WANG, B., LIANG, C., YAO, H., YANG, E. & AN, S., 2021. The accumulation of microbial necromass carbon from litter to mineral soil and its contribution to soil organic carbon sequestration. *Catena*. **207**. 105622.
- WEI, X., SHAO, M., GALE, W. & LI, L., 2014. Global pattern of soil carbon losses due to the conversion of forests to agricultural land. *Scientific Reports*. **4**. 4062.
- WU, J., ZHANG, H., CHENG, X., LIU, G., 2023. Nitrogen addition stimulates litter decomposition rate: From the perspective of the combined effect of soil environment and litter quality. *Soil Biology and Biochemistry*. **179**. 108992.
- XIAOSONG, Y., ZHENGJI, H. U., ZHIAN, X. I. E., SONGYAN, L. I., XIAOLEI, S. U. N., XIANLIN, K. E. & MINGMING, T. A. O., 2023. Low soil C:N ratio results in accumulation and leaching of nitrite and nitrate in agricultural soils under heavy rainfall. *Pedosphere*. **33**. 865–879.
- YOUSAF, B., LIU, G., WANG, R., ABBAS, Q., IMTIAZ, M. & LIU, R., 2017. Investigating the biochar effects on C-mineralization and sequestration of carbon in soil compared with conventional amendments using the stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) approach. *GCB Bioenergy*. **9**. 1085–1099.
- ZHANG, W., XU, Y., GAO, D., WANG, X., LIU, W., DENG, J., HAN, X., YANG, G., FENG, Y. & REN, G., 2019. Ecoenzymatic stoichiometry and nutrient dynamics along a revegetation chronosequence in the soils of abandoned land and *Robinia pseudoacacia* plantation on the Loess Plateau, China. *Soil Biology and Biochemistry*. **134**. 1–14.
- ZHANG, Y.-Q., LIU, J.-B., JIA, X. & QIN, S.-G., 2013. Soil Organic Carbon Accumulation in Arid and Semiarid Areas after Afforestation: a Meta-Analysis. *Polish Journal of Environmental Studies*. **22**. (2) 611–620.
- ZIPPER, C. E., BURGER, J. A., SKOUSEN, J. G., ANGEL, P. N., BARTON, C. D., DAVIS, V. & FRANKLIN, J. A., 2011. Restoring Forests and Associated Ecosystem Services on Appalachian Coal Surface Mines. *Environmental Management*. **47**. 751–765.

Long-term effects of afforestation on the organic carbon and nitrogen content of soil formed in a recultivated mine area

^{1*}István FEKETE, ²Aron BÉNI, ¹Márk MILÓ, ³Norbert MÓRICZ, ^{4*}Zsolt KOTROCZÓ

¹Institute of Environmental Science, University of Nyíregyháza, Nyíregyháza, Hungary; ²Institute of Agricultural Chemistry and Soil Science, University of Debrecen, Debrecen, Hungary; ³Institute of Environmental and Earth Sciences, University of Sopron, Sopron, Hungary; ⁴Department of Agro-Environmental Studies, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Budapest, Hungary

Summary

The aim of our study was to investigate the rate at which organic carbon (C) and nitrogen (N) derived from belowground and aboveground primary production are

incorporated into the soil organic matter following afforestation of the spoil heaps at the open-pit lignite mine in Bükkábrány. We analyzed the upper 25 cm of the soil at three depth intervals (0–5, 5–15, 15–25 cm) using a CN analyzer across *Robinia pseudoacacia* plantations of different ages (5, 9, 18, 23, and 29 years). Our results showed a significant increase in soil C and N contents, varying with both soil depth and stand age. Overall, a 4–8-fold increase was observed over 23 years, demonstrating that the initially almost organic matter-free topsoil had accumulated a substantial amount of organic material within a quarter century. In the top 5 cm layer, C content reached 4%, whereas at 15–25 cm depth it was 1.1%. In the 0–5 cm layer, C and N contents reached the equilibrium levels characteristic for the given forest type, climate, soil, and other site-specific conditions by the 23rd year, with no further significant increase thereafter. The annual C accumulation rate during the 5–29-year period was approximately 2 t ha⁻¹.

Keywords: recultivation, soil biology, waste dump, organic matter, carbon-nitrogen accumulation, Bükkábrány

Tables and figures

Table 1. WRB classification (IUSS WG WRB 2022) of soils in the studied areas

Table 2. Particle size distribution in Bükkábrány soils with the indication of the mean and the SE (Standard Error) values. Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) at the same depth and particle size fraction.

Table 3. Soil pH in Bükkábrány with the indication of the mean and the SE (Standard Error) values. Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) among soils of different forest ages at the same depth.

Table 4. C/N ratio of soils in Bükkábrány with the indication of the mean and the SE (Standard Error) values. Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) among soils of different forest ages at the same depth.

Figure 1. Organic carbon content (mass %) in soils at different depths (0–5, 5–15, 15–25 cm) of forests of varying ages (5, 9, 18, 23, and 29 years), presented as mean \pm SE. Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) among soils of different forest ages at the same depth.

Figure 2. Nitrogen content (mass %) in soils at different depths (0–5, 5–15, 15–25 cm) of forests of varying ages (5, 9, 18, 23, and 29 years), presented as mean \pm SE. Different letters indicate significant differences ($p \leq 0.05$) among soils of different forest ages at the same depth.

Open Access nyilatkozat: A cikk a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>) feltételei szerint publikált Open Access közlemény, melynek szellemében a cikk bármilyen médiumban szabadon felhasználható, megosztható és újraközölhető, feltéve, hogy az eredeti szerző és a közlés helye, illetve a CC License linkje és az esetlegesen végrehajtott módosítások feltüntetésre kerülnek. (SID_1)
