

A DENITRIFIKÁCIÓ KUTATÁSÁNAK JELENTŐSÉGE

TIMÁR M. ÉVA

MTA Talajtani és Agrokémiiai Kutató Intézete, Budapest

A biogén elemek és köztük a nitrogén körforgalma is az élet evolúciójával párhuzamosan, az ökoszisztémák szukcesszionális fejlődésének eredményeképpen alakult ki. E folyamat többek között a fajok számának növekedését, vagyis az anyagcsere utak differenciálódását jelentette. A nitrogén körforgalmát képező lépések közül abiotikusan is végbemegy néhány. Az ökológiai rendszerek működése szempontjából a biológiai úton történő átalakulások nem csak azért jelentősek, mert nagyobb anyagmennyiségek mozgását jelentik, hanem azért is, mert a részfolyamatok sebességét és mennyiségi viszonyait önszabályozó mechanizmusok irányítják a rendszeren belül.

A gázformájú nitrogén fixálására az ammonifikációra, asszimilatív és disszimilatív nitrátredukcióra alkalmas enzim-rendszerek kialakulása a nitrogén ciklizálásának alapvető feltételeit biztosítja.

A talaj, növény fogyasztó-szervezetek talaj élelmi hálózatban keringő nitrogénnek a légkör raktárát képezik, melyből az N_2 fixálására képes szervezetek kimozdítják, és a disszimilatív nitrátredukcióra alkalmas enzimműködéssel rendelkező fajok visszajuttatják az elemet. Disszimilatív nitrátredukció nélkül a nitrogén egyutas rendszerben áramolna, és ebben az esetben ma már a légkör nitrogénkészleteinek jelentős része az óceánokban és üledékeikben lenne megtalálható.

A nitrát redukálására képes enzimek az élő anyagcserejében kétféle funkciót látnak el, fajtól és környezeti viszonyoktól függően. Egyrészt a sejtépítő folyamatok számára a nitrát ionból több lépcsős enzim-működés nyomán olyan termékek keletkeznek, melyek a fehérjék felépítéséhez nélkülözhetetlenek. Így az asszimilációs nitrát-redukció esetében a nitrogén a növények sejtanyagaiba épül be, mely aztán végighaladva az ökoszisztéma élelmi hálózatában, visszakerül a talajba és ammónia vagy nitrát formájában újból bekerül a növénybe és a kör zárul. Másrészt a mikroorganizmusok egy része az energia nyerő disszimilációs műveletek során a nitrát iont mint terminális elektron akceptort az oxigén helyett hasznosítja, ilyen módon ezek az organizmusok aerob és anaerob körülmények között egyaránt létezni tudnak. A disszimilatív nitrát-redukció (továbbiakban denitrifikáció) során gáznemű végter-

mék, dinitrogén-oxid vagy gázformájú nitrogén keletkezik, de bizonyos fajok esetében a nitrát ionredukciójának végterméke nitrit, amelyet a mikrobiális társulások egyes fajai a környezeti tényezőktől függően visszaalakíthatnak nitráttá, felhasználhatnak az asszimilációs folyamatokhoz, vagy maga a nitrit ion is helyettesítheti az oxigént egyes denitrifikációra képes fajoknál. A nitrit ion átalakulása abiotikus folyamatok kapcsán is végbemehet.

Kevés és bizonytalan adat van arra vonatkozóan, hogy a bioszféra nitrogén körforgalmában mennyi nitrogén kering, és hogy milyen az eloszlási aránya a körforgalom egyes csomópontjait képező élő szervezetekben, szerves maradványokban és anorganikus nitrogén vegyületekben.

Kutatás tárgya az a kérdés is, hogy az egyes csomópontokban levő anyagmennyiség időegység alatt változik-e és milyen mértékben. DELWICHE (1965) becslései szerint a légkörből évenként 44—144 millió tonna nitrogén kerül be a körforgalomba természetes úton, és ennek legnagyobb része biológiai folyamatok kapcsán fixálódik. A műtrágyagyártás során, a légkörből megkötött nitrogén mennyisége 25,6 millió tonna volt az 1970-es évben. Ez már jelentősen befolyásolhatja a bioszféra nitrogén körforgalmát és ismeretes az a tény is, hogy a prognosztikai számítások szerint 1980-ban várhatóan 68 millió tonna lesz ez a mennyiség [LATKOVICSNÉ (1973)].

Fontos elméleti kérdés az, hogy mesterségesen a műtrágyázás révén a talaj → növény → fogyasztók → talaj körforgalomba bejuttatott többlet nitrogén a hosszú szukcesszionális fejlődés során kialakult körforgalom egyensúlyát mennyire befolyásolja. A denitrifikációs folyamatok arányosan növekednek-e a fixációs folyamatokkal, vagy pedig a mesterségesen megkötött nitrogén bent marad az ökoszisztéma élelmi hálózatában.

A megnövekedett N_2 fixáció következtében nem csak az ökoszisztémák biomasszája növekedik, hanem az urbanizációs folyamatok következtében az elhalt szerves maradványok koncentráltan jutnak be a felszíni vizekbe, ahol a mineralizációs folyamatok után a nitrogén szervesen sóinak mennyisége gyarapszik. Ezt a jelenséget a helytelen műtrágyázási gyakorlat is fokozhatja, mivel a talaj nitrátkészletei a talajvízzel kimosódhatnak.

A vízi ökoszisztémákba bekerülő szervesen nitrogén vegyületek, helytől és környezeti körülményektől függően, jelentős átrendeződéseket okozhatnak. Ilyen többek között a vizek eutrofizációjának fokozódása, amikor az eddig relatív minimumban levő egyes szervesen tápsók mennyiségének növekedése következtében a vízi életközösségek, elsősorban a fitoplankton mennyisége és anyagsere aktivitása emelkedik. A vízben oldott oxigén ilyenkor gyorsan felhasználódik és utánpótlódása nem tart lépést az aerob folyamatok által igényelt mennyiséggel, ezért az anaerob szervezetek metabolizmusa érvényesül, ami többek között a denitrifikációt is magába foglalja.

Az anaerob időszak tartamát a víz mozgása, hőmérséklete és a szervesen tápsók mennyisége szabja meg. Természetes körülmények között az aerob és

anaerob folyamatok váltakozása a jellemző, és az egyensúlyi viszonyok helyreállítását eredményezi. Az aerob időszak alatt erőteljes mineralizációs folyamatok dominálnak és a keletkező ammónia nitrifikálódik. Önmagában ez a folyamat is oxigénigényes, úgy hogy nagyobb mennyiségű nitrát keletkezésével egyidejűleg a környezet anaerobbá válik, ami a denitrifikáció számára biztosítja az egyik feltételt. Általában az oxigén utánpótlása állóvizekben vontatottabban megy végbe, mint folyók esetében, annak ellenére a nitrátok redukciója ebben a környezetben is megtörténik.

Az okszerű műtrágyázás fontosságára az Egyesült Államok kukorica-termelő övezetében a felszíni vizek nitrát tartalmának emelkedése hívta fel nyomatékosan a figyelmet. DAWES és munkatársainak (1969) adatai szerint az övezetben elterülő egyik tóban és az azt tápláló folyóban a nitrát koncentráció 2 mg/l nitrát-nitrogénről 7,4 mg/l értékre emelkedett a 70-es évek elejére. Ez az érték még nem éri el az ország ivóvíz szabványai szerinti 10 mg/l nitrát-nitrogén határértéket, azonban a növekedési ütem arányos volt a nitrogén műtrágyák felhasználásának növekedési tendenciájával. Ezért széles körű kutatás indult meg annak felderítésére, hogy valóban a nitrogén műtrágyák okozák-e a vízrendszer nitrátkoncentrációjának növekedését. KOHL, SHEARER és COMMONER (1970) nitrogén izotóppal végrehajtott kísérletekkel kimutatták, hogy a szóban forgó terület egyes részein a nitrát-tartalom maximumának az időszakában 55—60%-ban a műtrágyaként alkalmazott nitrogén jelenik meg a felszíni vizekben. STEWART (1971) és SMITH (1970) az Egyesült Államokból és KOLENBRANDER (1972) és HUNTJENS (1972) holland kutatók egyértelműen rámutattak arra, hogy a növény igényeinek megfelelően — esetleg több részletben — adagolt műtrágyázás esetében csökkenthető vagy teljesen elkerülhető a szerves nitrogén kimosódása a talajból.

A helyes műtrágya adagoláson kívül a talaj mikrobiálisan hasznosítható szervesanyag készleteinek szabályozásával is befolyásolható a nitrogén talajbeli mozgása. Kedvező szerves szén és szerves nitrogén arány esetében a nitrogén időlegesen mikrobiális testanyagokba épül be, és mineralizációs folyamatokkal egyidejűen válik ismét a növény számára felvehetővé. Az immobilizált nitrogén sokkal kisebb mértékben mosódik ki a talajból és a mineralizáció folyamatosan közvetíti a tápanyagot a növények felé. Az immobilizációs és mobilizációs folyamatokat azonban a szervesanyag mennyiségén kívül számos más természeti, agrotechnikai és civilizációs tényező is befolyásolja, és ezért a nitrogén nem mindig marad bent a talaj → fogyasztók → talaj körforgalomban.

A vizek fokozott eutrofizációjának elkerülése érdekében ezért magában a talajban végbemenő denitrifikációs folyamatokat bizonyos esetekben kedvezőnek kell értékelni.

A mikroflóra disszimilatív nitrátredukcióra képes tagjainak tevékenységét a talaj mikrobiálisan hasznosítható szervesanyag-tartalma határozza

meg. A mikro vagy makro lokalitásokban tevékenykedő aerob szervezetek, megfelelő tápanyagok és nedvesség jelenlétében az oxigént rövid idő alatt felhasználják, és ezzel a denitrifikációhoz kedvező körülményeket teremtenek. O_2 hiányában a nitrát vagy nitrit ion elektron akceptorai és a növényi maradványok vagy gyökér exudátumok bizonyos komponensei képezik elektron donorjait a disszimilatív folyamatoknak. Laboratóriumi modell kísérletek [BROADBENT (1951), ALLEN — NIEL (1952), COOPER — SMITH (1963), JANSSON (1958), WOLDENDORP (1963), MEEK — GRASS — MACKENSIE (1969)] eredményei alátámasztják azokat a feltételezéseket, hogy olyan helyeken [ALLEN — NIEL (1952), HENKENS (1972), HUNTJENS (1972)], ahol nagyadagú műtrágyázás esetében nem szennyeződik a vízrendszer szervesen nitrogénnel, ott a denitrifikációs folyamatok érvényesüléséhez is kedvezőek a talaj körülmények.

A szakirodalmi adatokból levonható az a következtetés, hogy a talaj abiotikus és biotikus tulajdonságainak megfelelő ismeretében, fokozott műtrágya adagok esetében is elkerülhető a vízrendszerek eutrofizálódásának fokozódása és nitráttal történő szennyeződése. A természetű növény igényeinek megfelelő műtrágyázás és a szerves maradványok mennyiségének figyelembevétele azonban mindenképpen szükségesnek látszik a műtrágya-adagok megállapításánál.

A civilizáció fejlődésének szükségszerű következménye, hogy a mezőgazdasági művelésbe vont területek elsődleges produktóját képező növényi anyag jelentős része elkerül termőhelyéről. Az állattartás során keletkező szerves hulladékok és a városok szennyvizei sok esetben nem a talajra kerülnek vissza, hanem vízi életközösségek tevékenysége révén mineralizálódnak. A szerves hulladékok növekvő mennyiségeinek területileg koncentrált képződése mindenképpen igényli az ember beavatkozását a mineralizációs folyamatokba is.

A biológiai szennyvíztisztítás ma már szerte a világon ipari méretekben valósul meg. A tisztítási folyamat — kisebb és nagyobb létesítményekben egyaránt — három szakaszra bontható. Előülepítés után a szennyvíz az ún. oxidációs árokba kerül, ahol folyamatosan levegővel telítik. Az eleven iszapot (vagy csatorna iszapot) képező mikrobiális társulások a szerves hulladékot részben mineralizálják, másrészt saját testanyagaikba építik be. Az oxidációs árkokból az utóülepítőbe kerülő tisztított szennyvízből ülepítéssel leválasztják az eleven iszapot, melynek egy részét visszajuttatják az oxidációs árokba, másik része különböző utókezelések után szilárd formában hagyja el a szennyvíztisztító telepet. Az utóülepítő medencék vize mikrobiálisan hasznosítható szervesanyagban szegény, ásványi nitrogénben és foszforban gazdag.

A modern szennyvíztisztítás során egyre inkább előtérbe kerül az a kíváncsóság, hogy a tisztítási folyamatok a nitrát és foszfát mentesítését is magukba foglalják.

A biológiai kutatásoknak számos feladata van a szerves hulladékok manipulációjára vonatkozó elméleti és gyakorlati problémák tisztázására. A nitrogén körforgalma tekintetében egyik ilyen kérdés, hogy a nitrogén hogyan tartható meg a mezőgazdasági művelésbe vont területek élelmi hálózatában. Mint már előzőleg említést nyert, a műtrágyázás és egyéb irányított tevékenységek eredményeképpen kialakuló többlet termékek szerves hulladékaiból származó nitrogén mennyiségének jelentős része denitrifikációs folyamatok kapcsán kering a körforgalomban.

Elméletileg lehetőség van arra, hogy a szennyvíztisztítás során nagyobb mennyiségben legyen a nitrogén beépíthető a csatorna iszapba, és hogy ez az anyag felhasználható legyen a mezőgazdasági termelésben. Igen széles körűek azok a kísérletek, melyek a szerves trágyázás vonatkozásában vizsgálják ezt a kérdést. Biztatóak azok a kutatások is, melyek a csatorna-iszap takarmányozási célra történő átalakításával foglalkoznak hazánkban. Az eutrofizáció elkerülése és ezzel együtt a vizek tisztaságának szempontjai — függetlenül a csatornaiszap hasznosíthatóságától — szükségessé teszik a szennyvíztisztítás nagyobb mértékű kiépítését. Napjainkban a koncentrált állattartó üzemek szennyvizeinek kezelését kell megoldani, de valószínűnek látszik, hogy a jövőben a városok szennyvizeinek nagyobb mértékű tisztítására is szükség lesz még olyan helyeken is, ahol a szennyvizek befogadói nagy vízhozamú folyók.

A szennyvizek nitráttól történő mentesítése általában a denitrifikáló baktériumok irányított tevékenysége révén valósítható meg. Az ülepítő medencékből kikerülő — már részben tisztított szennyvizet — egy olyan tartályon engedik keresztül, melyhez valamilyen olesó, a denitrifikáló baktériumok által hasznosítható szervesanyagot adnak. A denitrifikáló baktériumok által igényelt többi feltétel a tisztítás megelőző fázisaiban többé-kevésbé magától kialakul. Így az oxidációs árokban a mineralizáció során keletkező ammónia az utóülepítő medencékbe nitrifikálódik. A nitrifikáció során a szennyvíz oldott oxigéntartalma felhasználódik, és így a denitrifikáció számára szükséges anaerob körülmények adva vannak.

A denitrifikáló baktériumok ökológiájának, élettanának és biokémiájának tanulmányozása, a szennyvíztisztítás technológiájának fejlesztése és a természetes körülmények között végbemenő denitrifikáció részletesebb megismerése céljából is szükséges.

A disszimilatív nitrátredukció képességével a baktériumfajok jelentős hányada rendelkezik. A folyamatot végrehajtó enzimrendszer több komponensből tevődik össze. Az enzimrendszer működése fajtól és környezeti viszonyoktól függően változik. Kevés adat ismeretes arra vonatkozóan, hogy a természetes körülmények között végbemenő denitrifikáció egyes fajok vagy több faj együttes tevékenységének eredményeként jön-e létre, és hogy a hasznosítható szénforrások minősége és mennyisége, valamint a környezet oxigéntartalmának és redoxpotenciáljának kismértékű változásai, a folyamat sebes-

ségét és a résztvevő organizmusok faji összetételét, továbbá anyageseréjét milyen mértékben befolyásolják. A denitrifikációra képes baktériumok biokémiájára vonatkozó ismeretek viszonylag kiterjedtebbek és jól hasznosíthatók az élettani és ökológiai kutatások során.

A környezetvédelem programja, az urbanizáció és a mezőgazdasági termelés fejlődése világszerte és hazánkban is érdekes és hasznos feladatok megoldását követeli meg a talajbiológiai kutatásoktól. A biológiai tudományok ezen ágát sokáig a folyamatokat leíró kutatások dominanciája jellemezte. A természet egyensúlyi viszonyainak fenntartása érdekében az elméleti kutatásoknak az operatív tevékenységek alapjait kell képezniök, melyek nem nélkülözhetik az ökológiai szemléletet.

IRODALOM

- ALEXANDER, M. (1971): *Microbiol Ecology*. John Wiley and Sons, Inc.
- ALLEN, M. B.; CB van NIEL (1952): Experiment on bacterial denitrification *J. Bacteriol.* **64**, 397–402.
- BROADBENT F. E. (1951): Denitrification in some Californian soils. *Soil Sci.* **72**, 129–137.
- COOPER, G. S., SMITH R. L. (1963): Sequence of products formed during denitrification in some diverse western soils. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* **27**, 659–662.
- DAWES, J. H., LARSON, T. E., HARMESON, R. H. (1969): *Proceedings of the 24th Annual Meeting of the Soil Conservation Society of America*. Colorado State University Fort Collins.
- DELWICHE, C. C. (1965): The cycling of carbon and nitrogen in the biosphere. IN: C. M., Gilmour and O. N. Allen *Microbiology and Soil Fertility*. Oregon State University Press.
- HENKENS C. H. (1972): Fertilizer and the quality of surface water. *Stikstof* **15**, 28–41.
- HUNTJENS, L. M. (1972): Does nitrogen fertilization of grassland lead to eutrophication of surface water. *Stikstof* **15**, 52–56.
- JANSSON, S. L. (1958): Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization-immobilization relationships. *Kungl Lantbr. Ann.* **24**, 101–361.
- KOHL, D. H., SHEARER, G. B., COMMONER, B. (1970): Fertilizer nitrogen: Contribution to nitrate in surface water in cornbelt watershed. *Science* **174**, 1331–1334.
- KOLENBRANDER, G. J. (1972): Does leaching fertilizer affect the quality of ground water at the water works. *Stikstof* **15**, 8–16.
- LATKOVICS, GY.NÉ (1973): A műtrágyagyártás és felhasználás jelenlegi helyzete és fejlődésének iránya. *Tudomány és Mezőgazdaság* **11/1**, 62–72.
- MEEK, B. D., GRASS, L. B., MACKENSIE, A. J. (1969): Applied nitrogen losses in relation to oxygen status of soils. *Soil. Sci. Soc. Am Proc.* **33**, 575–578.
- SMITH, G. E. (1970): It's time to speak out. *Farm Chemicals*, **135**, 14.
- STEWART, B. A. (1971): A look at agricultural practices in relation to nitrate accumulations. *SSSA. Spec. Pub.* **4**, 47–60.
- WOLDENDORP, J. W. (1963): The influence of living plants on denitrification. *Medlingen van de Landbouwhogeschool te Wageningen Nederland* **63**, 1–100.