

## Nitrogén-körforgalom a bioszférában

Ez az összefoglaló ökológiai nézőpontból ismerteti röviden a nitrogénforgalom jellegzetességeit és problémáit. Azok a szakirodalmi közlemények, amelyek a körforgalomban résztvevő anyagmennyiségek felmérésével foglalkoznak, a részfolyamatokat és az önszabályozások mechanizmusait vizsgálják, megalapozhatják a növénytermelés technológiájának továbbfejlesztését, és egyúttal elősegíthetik a termelés beilleszkedését az ökológiai rendszerek evolúciósan kialakult rendjébe.

Az ökológiai kutatások — jóllehet az egyik célkitűzésük annak a vizsgálata, hogyan hat az emberi tevékenység a természetes viszonyok megváltozására — abból indulnak ki, hogy a bioszférában hasznosított elemek körforgalma dinamikus egyensúlyi állapotban van. Ez azt jelenti, hogy a körforgalom egyes, a vizsgálat céljától függően tetszőlegesen elkülöníthető állomásain (például a növényekben, a talajban, a levegőben, vagy akár egy faj lokális populációjában) található, és a köztük áramló nitrogén mennyisége egy megfelelően kiválasztott időegységben állandó.

Az autotróf növények és a heterotróf szervezetek egymást feltételező, és egymás működését kiegészítő táplálkozási kapcsolatainak közvetítésével az élőlények által hasznosított nitrogén, különböző vegyületformákba való átalakulások során, gyors körforgalomban kering az ökológiai rendszerekben. ROSSWALL [38] szerint a szárazföldön a — növény→(állat)→a mineralizációt végrehajtó mikroflóra→növény — természetes körforgalomban hasznosított nitrogén 95%-a recirkulál, és a denitrifikációs—nitrogénfixációs folyamatok közvetítésével csak a maradék 5% cserélődik ki a légkör nagy mennyiségű  $N_2$ -gázkészletével.

A bioelemek közül a nitrogén biológiai forgalmának ökológiai szabályozása a legsokrértűbb.

A vizek és a szárazföldek — sőt ezen belül klimatikus vagy egyéb ismérvek szerint még tovább elkülöníthető részrendszerek — N-forgalma viszonylag autonóm, és csak a légkör és némiképp a vízrendszerek közvetítésével van kapcsolatban egymással. A szabályozásokban résztvevő szervezetek közül a speciális tulajdonságokkal rendelkező baktériumok a rendszerek mindegyikében funkcionálnak, de, a rendszer körülményeitől függően, az egész rendszer N-forgalma szempontjából működésük jelentősége eltérő. A természetes N-körforgalom szerves-N-képződés és növényi felvétel szakaszában működő szabályozó folyamatok a — sejteken belüli szigorú organizáció hatóköréből kikerülő — N-vegyületek átalakulásait ellenőrzötté teszik, és több lehetőség esetén az egész rendszer működését optimalizálják.

A Föld szárazföldi területeinek 11%-án alkalmazott N-műtrágyák átalakításában potenciálisan ugyanazok a mikroszervezetek vesznek részt mint természetes körülmények között, de a folyamatok szabályozódása a természetes viszonyokétól eltérő. A szárazföldek viszonylag kis kiterjedésű területein alkalmazott műtrágyák már napjainkban is átrendeződéseket indítottak meg a geobiológiai forgalomban.

Az utóbbi tíz évben egy nemzetközi munkabizottság — a Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) — két tudományos vitautülés keretében tekintette át a N-körforgalommal kapcsolatos kérdéseket.

Az elsőt, 1975-ben SÖDERLUND és SVENSSON [42] a Föld globális biológiai N-forgalmában résztvevő és a forgalom egyes állomásain levő anyagmennyiségek becsült értékeit

ismertették. Ehhez a Nemzetközi Biológiai Programnak a biomsza nagyságára és megoszlására vonatkozó adatait használták fel.

Ugyanezen a konferencián ROSSWALL [38] bemutatta a szárazföld „belső” biológiai körforgalmában résztvevő és az anyagforgalom egyes állomásain levő N-mennyiségek modelljét.

A változatos szárazföldi körülmények között kialakuló részrendszerek forgalmával, valamint a rész- és szabályozó folyamatok elemzésével az 1979-ben megtartott konferencia foglalkozott.

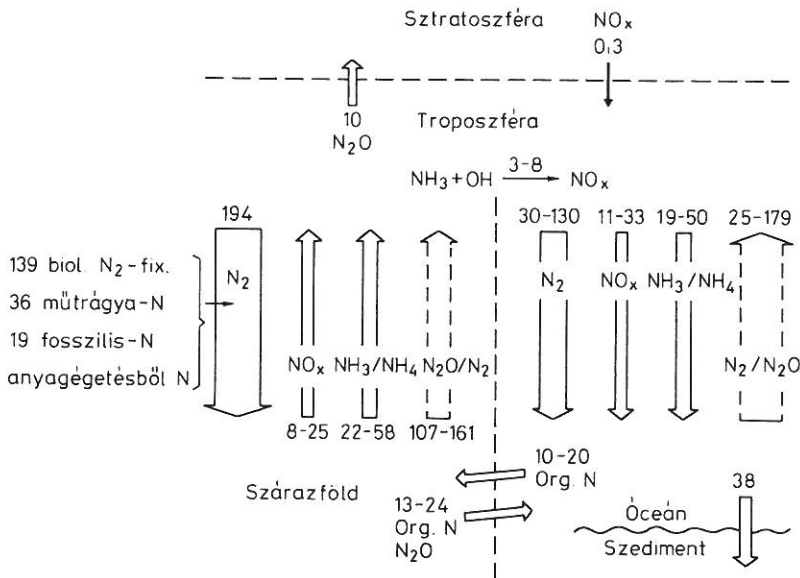
### 1. A szárazföld biológiai nitrogénforgalma és a légkör közötti nitrogéncsere becslése

A szárazföld és a légkör közötti N-cserében résztvevő anyagmennyiségek közül egyedül az ipari  $N_2$ -megkötés nagysága ismert a kívánatos pontossággal. A gyors körforgalomba biológiai úton belépett, valamint a légkörből kilépő nitrogén mennyiségéről csak becslések állnak rendelkezésre.

SÖDERLUND és SVENSSON [42] 1970. évre vonatkozó összefoglaló adatainak felhasználásával és értékeléseik figyelembevételével a légkör és a szárazföldi gyorsforgalom közötti N-cserét az 1. ábra mutatja be.

#### 1.1. Bevétel; a $N_2$ légköri fixációjának becsült mennyiségei

Az 1. ábrán a szárazföldön, a természetes módon történő, a szabadon élő, illetve a pillangós növényekkel szimbiózisban élő baktériumok N-kötésének mennyiségét az egyes



1. ábra

A légkör, a szárazföldek és az óceán között kicserélődő N becsült, és az iparilag megkötött N mennyiségei Tg-ben kifejezve az 1970. évre vonatkozóan SÖDERLUND és SVENSSON [42] adatainak felhasználása alapján. A folyamatos vonalú nyilak a konkrét mérések interpolálásából nyert adatokat, a szaggatott vonalú nyilak a fixációs értékekből számított denitrifikációs értékeket jelzik.

ökoszisztémákra vonatkozó részadatokból állították össze. BURNS és HARDY [8] szerint a megművelt területek biológiai  $N_2$ -megkötése az alábbiak szerint összegezhető: a pillangósok 35, a rizskultúrák árasztó vizeiben élő  $N_2$ -kötők 4, más növénykultúrák talajaiban élők 5 és a rét—legelők  $N_2$ -fixáló szervezetei 45 Tg N-t ( $1 \text{ Tg} = 10^{12} \text{ g}$ ) kötnek meg évenként. A szárazföldek művelésbe nem vont részén a  $N_2$ -megkötés 50 Tg N/év, így a szárazföldek biológiai úton megkötött összes N-mennyisége 139 Tg N/év.

A műtrágyaként megkötött nitrogén mennyisége az egyedüli megbízható adat. Ez az érték az ENSz statisztikája szerint [48] 1970-ben 36 Tg N volt, amelyhez a műanyaggyártásból, a fosszilis tüzelők égéséből származó nitrogéngázok megkötéséből még további 19 Tg N mennyiséget kell hozzáadni. Ezek szerint az emberi beavatkozások hatására 1970-ben 55 Tg N került a szárazföldi rendszerbe. (Ugyanez az érték 1975-re már 76 Tg-re emelkedett.)

A nyílt óceánfelületek becsült, természetes  $N_2$ -fixációs értéke tág határok között (30—130 Tg N/év) változhat. A szedimentekben lezajló biológiai N-kötést 10 Tg N/év mennyiségre becsülték.

Az emberi hatásokra az óceánok N-bevétele növekszik. Becslések szerint, a szárazföldről, a műtrágyázásból, a szerves hulladékokból és az ipari tevékenységből származó ammóniából évi 19—50 és az  $NO_2$ -gázokból évi 11—33 Tg N jut az óceánokba.

### 1.2. Kiadás; a szárazföldi biológiai körforgalomból eltávozó nitrogén mennyisége

Az 1. ábrán feltüntetett adatokból látható, hogy a biológiai denitrifikációs folyamatok gázformájú végtermékei a veszteségek fő forrásai. Emellett SÖDERLUND és SVENSSON [42] a vadon élő állatok exkréciós termékeiből keletkező ammóniát is figyelembe veszik. Az emberi beavatkozások következtében nemcsak a nagyobb mértékű biológiai denitrifikáció, hanem más, ipari és biológiai hatások is hozzájárulnak a szárazföldi forgalom N-vesztéséhez. Az ember és a tenyésztett állatok exkréciós termékeiből a becslések szerint évi 20—30 és a fosszilis szén égéséből évi 4—12 Tg N távozik el ammónia formájában.

A szerzők azonban nyomatékosan kihangsúlyozzák a becslések bizonytalanságát. A biológiai denitrifikáció kapcsán keletkező és a talajból eltávozó termékek mérésének módszertani nehézségei miatt ennek mennyiségi viszonyaira közvetett úton lehet következtetni. Az ilyen jellegű becsléseknél a folyamat számára kedvező környezeti feltételeket — a talajok vagy a vizek nitráttartalmát, a szervesanyag-tartalmát, valamint az anaerob viszonyok kialakulását — veszik figyelembe.

Az 1. ábrán idézett adatok közül a légkör és a szárazföld közötti N-forgalom számbavételénél SÖDERLUND és SVENSSON [42] a szárazföldről eltávozó  $N_2$  és  $N_2O$  mennyiségére a  $N_2$ -fixációs bevételi értékekből következtettek. A rendszer forgalmát egyensúlyinak feltételezve, a nem denitrifikációs úton eltávozó anyagmennyiségek N-tartalmának (ammónia-N, szerves-N) a N-bevétel értékeiből történő kivonása utáni különbséget tekintették denitrifikációs veszteségnek. Az ilyen közvetett módon számított értékeket az 1. ábrán szaggatott vonalú nyíl jelöli.

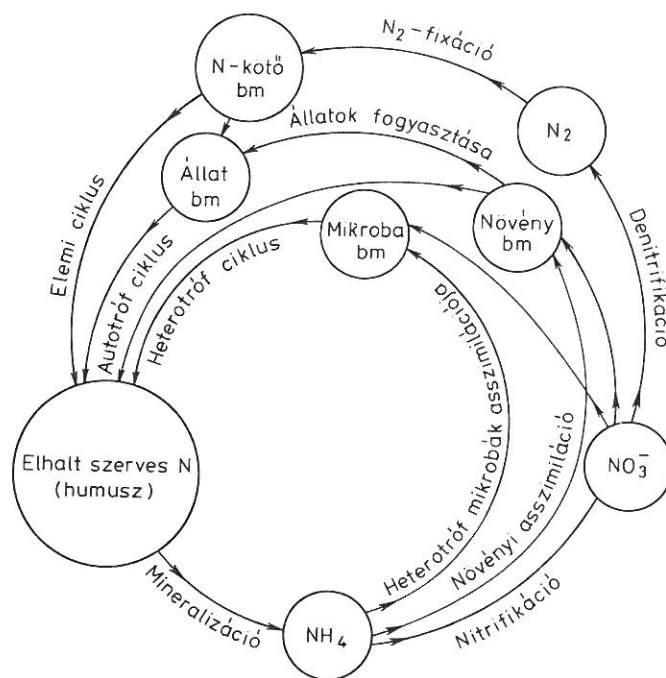
A biogeokémiai körforgalomban a szárazföld bevétele (Tg N/év): 204—214, nem denitrifikációs kiadás 43—107, és denitrifikációs veszteség  $N_2$  és  $N_2O$  formájában: 107—161. Az óceán és a légkör közötti kicserélődés — hasonló módon számított — adatai (Tg N/év): bevétel: 73—237, nem denitrifikációs kiadás: 48—58, denitrifikációs kiadás: 25—179.

A bemutatott 1. ábra adatai — a számítások bizonytalansága ellenére — a természetes forgalom átrendeződését jelzik. Ma még nem ismert, hogy korunkban a N-forgalomba mesterségesen bejutó anyagok mennyisége hogyan befolyásolja a forgalom evolúciósan kialakult rendjét, és más emberi beavatkozásokkal összefüggésben rövidebb vagy hosszabb

távon milyen változásokat eredményezhet. A várható hatások előrejelzéséhez a forgalomban résztvevő anyagok átalakulásait, illetve a forgalmat szabályozó tényezőket és kapcsolataikat feltüntető modellek elkészítése jelent segítséget.

### 1.3. A N-körforgalmat sematizáló modellek

A N-forgalommal kapcsolatos kutatások során az átalakulási folyamatokat sokféle diagramon és modellen ábrázolták. Ezek négy csoportba sorolhatók. Az első csoportban a nitrogén egymást követő átalakulásainak irányát és a kialakuló vegyületformákat tüntetik fel (fehérjék, ammónia, nitrát,  $N_2$  stb.). A második csoportban az átalakításért felelős azon részegységek is szerepelnek, melyek — különböző részletességgel ugyan — az ökológiai rendszerek trófikus struktúra szerinti elrendezésének felelnek meg. Ilyen jellegű modellekben az élő szervezetek egyes csoportjai (növények, állatok, lebontó szervezetek, nitrifikálók, denitri-



2. ábra

A N biogekémiai körforgalmának állomásai JANSSON [19] szerint

fikálók stb.) a forgalom olyan állomásaként is felfoghatók, ahol a nitrogén hosszabb vagy rövidebb ideig tartózkodik, miközben más vegyületformává való átalakulása is megtörténik. Ebben a második csoportba tartozó modell típusban az átalakító-tartózkodó állomásakon kívül olyanok is szerepelnek, amelyekben átalakulás nem megy végbe, a nitrogén a szervezetek testanyagain kívül tartózkodik.

Az ábrázolások harmadik típusa megegyezik az előzőekkel, de az állomásokon tartózkodó és az állomások közötti forgalom mennyiségi viszonyait is jelzi.

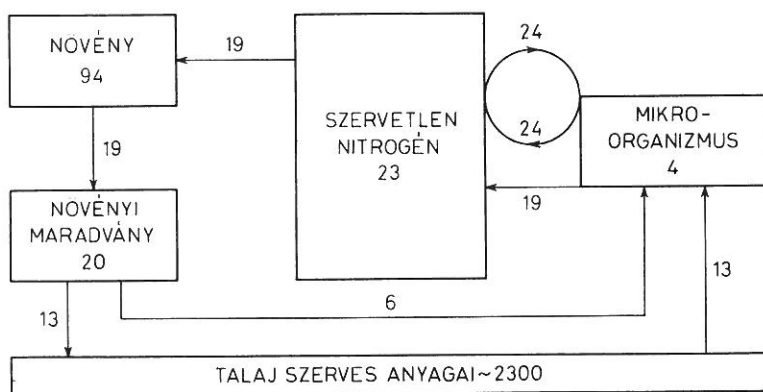
A N-forgalom ábrázolásának negyedik csoportjába az úgynevezett szimulációs modellek tartoznak. Ezek lényege az, hogy a modell állomásai mindig azonosak, de különböző feltételek hatására vizsgálják és számítják a forgalom változásait.

A 2. ábrán az említett ábrázolási formák második csoportjába tartozó modell szerepel [19, 43]. Segítségével jól áttekinthetők a biogeokémiai N-körforgalom átalakító—tartózkodó és tartózkodó állomásai és az állomások közötti forgalom irányai.

## 2. A szárazföld biológiai nitrogénforgalma

### 2.1. A forgalom Rosswall-féle modellje

A szárazföldi biológiai gyors körforgalomban áramló és az egyes állomásokon tartózkodó nitrogén mennyiség eloszlását, a jobb áttekinthetőség érdekében, ROSSWALL [38] egy olyan modellen ábrázolta, melyben az adatokat g N/m<sup>2</sup> szárazföld mértékegységben adja meg (3. ábra).



3. ábra

A szárazföldi biológiai N-körforgalom modellje ROSSWALL [38] szerint

Az egyes állomásokon tartózkodó N-mennyiségek számításánál a növények és az elbomlatlan növényi maradványok esetében SÖDERLUND és SVENSSON [42] adataiból indult ki, akik szerint a szárazföldön élő növények N-tartalma 11–14 Pg-ra ( $Pg = 10^{15}$  g), az elhalt növényi maradványoké pedig 1,9–3,3 Pg-ra becsülhető. Az élő növények esetében a szárazanyagcsúsz 0,6%-át számították N-tartalomként. A modell szerint a felhalmozódott nitrogén az élő növényekben 94 grammot, a még nem bomlott növényi maradványokban 20 grammot tesz ki a szárazföld egy átlag m<sup>2</sup>-én.

A Rosswall-féle modellben a talaj szerves anyagaiban megkötött 2300 g N/m<sup>2</sup> érték szintén SÖDERLUND és SVENSSON [42] adataiból — a globálisan 300 Pg N-t jelentő mennyiségből — származik. A talaj szerves anyagaiban megkötött összes nitrogén 1%-át tekintették szerves N-tartalomnak.

A mikroba-biomassza N-tartalma a különböző éghajlati övek jellemző adatainak átlagát tükrözi. Eszerint 1 m<sup>2</sup>-re 100 g mikrobiális biomassza jut, melynek 4% a N-tartalma.

Az állomások közötti forgalom becslésénél a növények által évenként felvett nitrogénre a szárazföldi növények évi nettó produkciójából következtettek. Az ábrán feltüntetett 19 g/év/m<sup>2</sup>

mennyiséget BAZILEVICH és mtársai [4] adatai alapján számították ki. AJTAY és mtársai [1] növények nettó produkcióira vonatkozó becslései alapján ugyanez a mennyiség csak 5,4 g.

A növények számára felvehető, az ásványi formájú N-készletek utánpótlása — a mikrobák átalakító tevékenységének irányításával — a körforgalom két előző állomásáról származik. Ezek közül az egyik közvetlenül az elhalt növényi részek mikrobiális bontásából (a modellben  $6 \text{ g/év/m}^2$ ), a másik a talajban egy évnél hosszabb ideig tartózkodó, már az elsődleges mikrobiális hasznosítás után visszamaradó szerves anyaghoz kötött nitrogén mineralizációjából származik ( $13 \text{ g/év/m}^2$ ). A talajmikrobák ezen kívül is részt vesznek a N-forgalomban. A modell szerint a szerves N-készletekből a mikroszervezetek évi 24 g mennyiséget vesznek fel és adnak le. Eszerint a mikrobák évenként összesen 43 g N-t adnak le négyzetméterenként.

## 2.2. Az evolúciósan kialakult anyagforgalom és az emberi beavatkozások

A szárazföld egy négyzetméterének átlagadatai sokféle, egymástól eltérő részrendszer jellegzetességeit együttesen tükrözik. A részrendszerekben a N állomásonkénti megoszlása eltérő. Így például a trópusi esőerdő esetében a nitrogén nagyobb része a növényi biomaszában, a tundrán pedig a bomló szerves anyagban van.

A 2. ábrán feltüntetett tartózkodó—átalakító állomások mindegyik valódi rendszerben léteznek, így valamennyinek fontos és nélkülözhetetlen szerepe van a részrendszerek és a globális anyagforgalom evolúciósan kialakult menetének fenntartásában.

A szerves N-készletek növekedése (műtrágyázás), vagy a növényi biomsza csökkentése (erdőtirtás) az arányok megváltozásához, a forgalom dinamikus egyensúlyának eltolódásához vezethet, és ez végső soron az élő szervezetek összességének létfeltételeit változtathatja meg.

Helytől és körülményektől függően eltérőek azok az agrotechnikai eljárások és egyéb beavatkozások, melyekkel a körforgalom evolúciósan kialakult viszonyainak irreverzibilis megváltoztatása elkerülhető. A kutatásokat célszerű kiterjeszteni mind a természetes forgalom törvényszerűségei megismerésének, mind pedig a beavatkozási módszerek hatásának tanulmányozására. Az ilyen irányú vizsgálatok egyik célja a N-körforgalomban betöltött funkciójuk szerint csoportosított élőlények N-anyagcseréjének, élettanának részletes tanulmányozása. De ez önmagában is a kölcsönkapcsolatok, szabályozási folyamatok vizsgálata, ökológiai jellegű módszer. Egy adott hely anyagforgalmában — és ezen belül N-forgalmában is — minden egyed részt vesz. A fajok és a hozzájuk tartozó egyedek számát és tevékenységük mértékét nemcsak a táplálék mennyisége, hanem a populáció nagyságát befolyásoló tényezők összessége határozza meg. A körforgalom dinamikus egyensúlyi állapotában az állomásokon tartózkodó és az állomások között áramló anyagmennyiségek állandósága a faji összetétel és a populáció-nagyságok viszonylagos stabilitásának köszönhető. A természetes viszonyokba történő beavatkozások a faji összetételt és a populáció-nagyságot változtatják meg.

A műtrágyázás gyakorlata arra törekedhet, hogy az alkalmazott anyagok mennyisége és minősége megközelítse a természetes forgalom viszonyait. Ezzel a nem kívánatos anyagforgalmi kihatások csökkenthetők.

Az alábbiakban — a N-körforgalomban betöltött funkció szerint — csoportosított szervezetek néhány jellegzetes tulajdonsága és kölcsönkapcsolataik is olyan szempontok alapján kerülnek ismertetésre, melyek a forgalom természetes viszonyainak megőrzése érdekében alkalmazott technika fejlesztésénél figyelembe vehetők.

### 3. A nitrogénforgalom egyes állomásainak jellegzetességei

#### 3.1. Növények

A növények, néhány kivételtől eltekintve,  $\text{NO}_3^-$  vagy  $\text{NH}_4^+$  formájában veszik fel a nitrogént.

Nitráttáplálkozás esetében a sejtbe bejutott ion először ammóniumionná alakul át. A növény aktuális szénhidrátartalmától és a felvett nitrátmennyiségtől függően a redukációs folyamat vagy a gyökérben, vagy a növény föld feletti részében valósul meg.

Az ammóniából először kis molekulású aminosavak és peptidek, majd ezekből fehérjék, nukleinsavak és más nagy molekulású anyagok képződnek.

A növények összes N-tartalmának 90—95%-a fehérjeformában van jelen. A fehérjék és a kis molekulású anyagok közötti átalakulások reverzibilisek, de a szerves anyagba beépült nitrogén a növényen belül nem ásványosodik.

Mind a gyökérben, mind a növény föld feletti részeiben végbemenő nitrátredukcióra az a jellemző, hogy a  $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$  átalakulás a citoplazmában, az  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$  reakció a kloroplasztiszban történik, miközben jelentősebb  $\text{NO}_2^-$ -akkumuláció nem lép fel (HEWITT [18]).

Bár a növényi fehérjeszintézis — függetlenül a felvett nitrogén formájától — ugyanazon biokémiai átalakulások keretében megy végbe, több más szerző is (például HAYNES és GOH [17], valamint KIRKBY [23]) rámutat arra, hogy a növények fejlődését az ammónium- vagy a nitráttion eltérő módon befolyásolja. In vitro vizsgálatok esetében, csak nitrát- vagy csak ammóniumionnal táplált növényekben a sejteken belüli pH-szabályozás folyamata mutatta a legszembetűnőbb eltéréseket. Annak ellenére, hogy nitráttáplálkozás esetén a sejtben történő  $\text{NO}_3^-$ -redukció energiaigényes folyamat, nitrát jelenlétében a növények jobban fejlődtek a kísérlet során.

A kétféle nitrogénforma felvétele a gyökér környezetében is eltérő változásokra vezet. A nitrát felvétele növeli, az ammónium felvétele csökkenti a pH-t.

Különböző növényélettani kísérletek és a gyakorlati tapasztalatok is arra mutattak rá, hogy a természetben a növények többségénél a nitrát- és ammóniumműtrágyák együttes adagolása eredményezi a legnagyobb terméseket.

A növények N-körforgalomban betöltött szerepével kapcsolatban CLARK [10] az élő növények jellegzetes viselkedésére hívta fel a figyelmet. E növények belső N-háztartására az jellemző, hogy a vegetációs periódus végén az eihaló részekből kivonják a nitrogént, a föld alatti szerveikben tárolják, és a következő vegetációs periódus alatt újra hasznosítják. A  $^{15}\text{N}$ -vizsgálatok kimutatták, hogy egy élő fűfélében (*Bouteloua gracilis*) a levelek N-tartalma a júniusi értéknek mintegy felére esik vissza októberben, és ezzel egyidejűleg a gyökér N-tartalma 40%-kal emelkedik. COLE [11] fák esetében is hasonló transzlokációs értékeket kapott. Két faj ( *Alnus rubra*, *Pseudotsuga taxifoliara* ) esetében megállapította, hogy az elsődleges produkció évi igényét az előző években a gyökerekbe visszakerülő nitrogén fedezi.

#### 3.2. A talaj szerves anyagainak N-tartalma; mineralizáció, immobilizáció, remineralizáció

A szervesanyag-mineralizáció már a növénybeli szintézis színhelyén megkezdődik az energiát hasznosító anyagcsere-folyamatok végtermékének, a szén-dioxidnak kibocsátásával. A növényekkel táplálkozó, valamint a húst fogyasztó szervezetek táplálkozási kapcsolatai révén kialakuló táplálékláncolatokon végighaladó szerves anyagok széntartalma egyre kisebb lesz. A szénnel ellentétben a nitrogén ásványosodása csak később, az élelmi láncolat mikrobiális tagjainak táplálkozása során valósul meg. A talajba kerülő szerves maradványokat (minőségüktől és a körülményektől függően) a nagy fajlagos élelem-abszorpciós testfelülettel és anyagcsere-aktivitással jellemezhető mikroszervezetek rövidebb vagy hosszabb idő alatt felhasználják, és amikor tápanyagaik széntartalma kimerül, a nitrogén ammóniaformában

szabaddá válik. Általában 20—25 : 1 az a C : N arány, melynél a N-ásványosodás bekövetkezik a talajban.

A szerves anyagok mineralizálódásának sebességét számos tényező befolyásolja. A növények számára optimális hő- és nedvességviszonyok egyben a mikrobiális tevékenység maximumait is jelentik egy adott helyen. A szerves maradványok minőség és C/N arányok tekintetében az eltérő anyagok széles skáláját képviselik, melyet a mikrobiális bontás során keletkező anyagcseretermékek és a mikroszervezetek saját elhalt testanyagai még tovább növelnek. Ez a heterogenitás már önmagában is a bontás különböző sebességeit határozza meg (1. táblázat).

1. táblázat  
A talajba kerülő néhány szerves anyag N-tartalma és C/N aránya

Szerves anyag	N-tartalom, %	C/N
Fehérje	16	3,1
RNS	28,4	1,31
Elhalt gyökérmadrvány	0,7	71
Elhalt föld feletti növény- maradvány	0,9	56
Gomba-testanyag	3,3	15
Baktérium-testanyag	6,3	8

A különböző minőségű szerves maradványok a talajok mikrogócaiban változatos megoszlásban fordulnak elő.

A szerves maradványok minőségbeli különbözősége, valamint a mikrolokális nedvesség- és ebből következő gázháztartási viszonyainak gyakori változása miatt a mineralizációs folyamatok szakaszosan mennek végbe. A már szabaddá váló szerves N-vegyületeket a mikroszervezetek egymást követő generációi újból beépíthetik testanyagaikba, és ezzel elvonják a növényi táplálkozás elől, immobilizálják.

A szerves maradványok mikrobiális bomlása során mindig képződnek olyan termékek, melyek további ásványosodása lényegesen lassúbb, mint a kiindulási anyagé. A talajba kerülő nitrogén egy része ezekbe a humusszerű vegyületekbe is beépül. A mikrobiálisan immobilizált nitrogén a mikroflóra testanyagaiban is a bomlás különböző fázisaiban levő szerves anyagokban kötött.

### 3.2.1. Szerves maradványok szerepe a N-műtrágyázásnál

A nitrogénnel műtrágyázott talajok termékenységében a mineralizációs—immobilizációs folyamatok szerepe és jelentősége még nem kellően tisztázott.

Míg a talajok szerkezetének, vízháztartásának kedvező alakulása szempontjából a különböző szerves anyagok jelenlétének szükségessége vitathatatlan, addig a nézetek megoszlának a tekintetben, hogy a nitrogén beépülése a szerves anyagokba rontja vagy javítja-e a műtrágyák érvényesülését a természetett növényekben. Ehhez kapcsolódik egy másik kérdés is: mi a szerepe az immobilizációs folyamatoknak a műtrágyázott talajok N-készleteinek megóvásában, és ezáltal a környezetet károsító mellékhatások csökkentésében?

A felvetett problémákkal kapcsolatosan abból a tényből kell kiindulni, hogy a tápanyag-utánpótlásnál nemcsak a szántóföldről termény formájában elvitt, hanem a kimosódással és denitrifikációval a talajból eltávozó N-mennyiséget is pótolni kell. POWER [37] számításai



szerint a N-műtrágyák növény által nem hasznosított hányada 10—80% között változik, a leggyakoribbak a 30—70% közötti értékek.

A természetes körforgalom módosításánál, a szerves N-vegyületeket tartalmazó állomás mesterségesen feltöltött készleteit a denitrifikációs és kimosódási folyamatok nagymértékben veszélyeztetik. Ugyancsak POWER [37] szerint a talajokba juttatott műtrágya-N hatóanyagoknak — helytől és körülményektől függően — 20—40%-a távozik el végérvényesen az agroökológiai rendszerből. VÁRALLYAY és munkatársai [50] szerint hazai körülmények között ez a veszteség 20—25 kg N/ha-ra tehető évenként, melyből a ki- és lemosódási veszteségek részaránya 5—10 kg/ha/év.

A növény táplálkozási igényeit kielégítő szerves N-vegyületek időlegesen feleslegben levő készletei, immobilizációjuk esetében, a talajban maradnak. HAUCK [16] izotóppal jelzett nitrogénnel végrehajtott műtrágyázási kísérletek adatainak összegezéséből (mintegy száz közleményből) megállapította, hogy a hatóanyag 14—40%-a immobilizálódik, ebből 2—10% még az adagolás évében, 1—3%-a az ezt követő időszakokban újra szerves formává alakul.

Az immobilizációs folyamatok azonban bizonyos esetekben hátrányosak. Ha a talajban olyan körülmények alakulnak ki, hogy a növények és a mikrobák versengeni kényszerülnek a tápanyag felhasználásáért, akkor a mikrobanépeség gyors növekedése és széles körű alkalmazkodó képessége miatt gyakran a mikrobiális immobilizációs folyamatok érvényesülnek jobban. Más esetekben a szerves nitrogén a talaj lassan bomló szerves anyagaiban halmozódik fel, melynek remineralizálódása lassú.

Természetes körülmények között a mineralizációs folyamatok tápanyag-szolgáltató képessége jobban összhangban van a növény igényeivel és a felvétel dinamikájával, mint a termesztett növények ásványi formában történő mesterséges táplálása. A szerves anyagok mikrobiális bontásánál a növényi táplálék különböző makro- és mikroelemei együttesen keletkeznek, jól hasznosítható vegyületformákban. Kedvező nedvesség- és hőmérsékleti viszonyok esetében a növények nagyobb tápanyagigénye egybeesik a megnövekedett mineralizációs aktivitással, és így az ásványi N-formák veszteségéhez vezető nitrifikációs, denitrifikációs, kimosódási folyamatok kevésbé érvényesülnek.

Az immobilizált műtrágya-N remineralizálódási folyamatai sok tekintetben hasonlóak a természetes körülmények ásványosítási folyamataihoz. Az immobilizáció—remineralizáció részletesebb megismerése lehetőséget nyújthat a folyamat mesterséges befolyásolására, ami a természetes viszonyok utánzását, a növényi felvételt és a környezetvédelmi problémák megoldását elősegítené.

Ilyen tekintetben a fő kérdést az jelenti, hogy a bomlás során milyen szerves anyagok keletkeznek, és hogy ezeknek mi a szerepe az ásványi-N képződésében, illetve tartós immobilizációjában.

JANSSON [19] a N-vegyületek átalakulásával kapcsolatosan a talaj szerves anyagait a nitrogén tartózkodási időtartama szerint két frakcióra osztotta. Az általa aktív organikus fázisnak nevezett frakcióba tartozó szerves anyagokban a nitrogén áthaladási sebessége gyors, a passzív organikus fázisban lassú. A közleményének megjelenése óta eltelt negyedszázad alatt a nitrogén és a szén talajbeli átalakulásának minőségi és mennyiségi meghatározása céljából széles körű kutatómunkát végeztek. A legfőbb kérdés még ma is a szerves anyagok lebontása során keletkező termékek elválasztásával és identifikációjával kapcsolatos. A vizsgálatok során a különböző frakciókat oldhatóságuk és hidrolizálhatóságuk szerint különítik el. Nincs azonban vizsgálati adat arra vonatkozóan, hogy a laboratóriumi módszerekkel elválasztott frakciók milyen mértékben tükrözik a nitrogén mikrobiális hasznosíthatóságának eltéréseit.

Az élő és elhalt mikroszervezetek, valamint a sejtek felbomlása után keletkező fehérjék, nukleinsavak, szénhidrátok és más, a bomlás során már átalakult anyagfélések a talajkolloidok felületén adszorbeálódnak. Az adszorbeálódott anyagok extrahálhatóságának különböző oldószerekkel történő vizsgálatánál MCGILL és PAUL [28] kimutattak egy minőségi összetételét

tekintve ugyan heterogén, de magas N-tartalommal jellemezhető frakciót. Vizsgálataik szerint ebben a frakcióban a nitrogén tartózkodási ideje 10—20 évnél nem több, és mineralizálódásának sebességét feltehetően ezeknek a szerves anyagoknak adszorbeálódott mivolta lassítja.

A N- és C-körforgalommal kapcsolatos modell-szimulációs vizsgálatnál MCGILL és munkatársai [29] ezeket az adszorbeálódott és magas N-tartalommal jellemezhető anyagokat „humádok”-nak nevezték el. Számításaik szerint a nitrogén tartózkodási ideje ebben a frakcióban 20 év körül van, és a stabil frakcióban — melyben a nitrogén hidrolízise csak durvább beavatkozásra történik meg — a nitrogén „turnover” ideje 500 év.

2. táblázat

**A szén tartózkodási ideje alapján elkülöníthető szervesanyag-frakciók a Rothamsted-i Kísérleti Állomás néhány parcellájának talajában [21]**

Frakció megnevezése	Frakció jellemzése	Felezési idő (év)
Lebontható növényi maradvány	Mikrobiálisan gyorsan és jól bontható	0,165
Rezisztens növényi maradvány	Lignifikálódott szerves anyag	2,31
Talajbiomassza	Élő anyag	1,69
Fizikailag stabilizált szerves anyag	Fizikailag védett, de mikrobiálisan bontható	49,5
Kémiailag stabilizált szerves anyag	Biológiai bontással szemben rezisztens anyag	1180

PAUL és JUMA [34] szintén  $^{15}\text{N}$ -tel végrehajtott modellkísérletek alapján a nitrogén mineralizációs sebessége szerint négy frakciót különített el. Ezek közül az általuk stabilizálódott szerves anyagként számon tartott részben a N-körforgás ideje 27 évnek bizonyult, és az általuk régi N-frakciónak elnevezett anyagokban 600 évek.

A talajok szerves anyagai között egy, a fizikai védettség folytán viszonylag lassan bomló frakció jelenlétére JENKINSON és RAYNER [21] vizsgálatai is rámutattak. Ők a Rothamsted-i Kísérleti Állomás talajának szerves anyagait „turnover” idejük szerint a 2. táblázatban bemutatott frakciókra különítették el.

Az extrahálhatóság és hidrolizálhatóság alapján elkülöníthető szerves anyagoknak a kezelésekkal szembeni kémiai rezisztenciája feltehetően a mikrobiális hasznosíthatóság szempontjából is rangsorol. VAN VEEN és munkatársai [49], JANSSON [19], valamint NEWBOULD [31] egyöntetűen szükségesnek tartanak olyan további vizsgálatokat, melyek a 20 év körüli N-körforgási idővel jellemezhető szerves anyag keletkezésének körülményeit és tulajdonságait megvilágíthatnák.

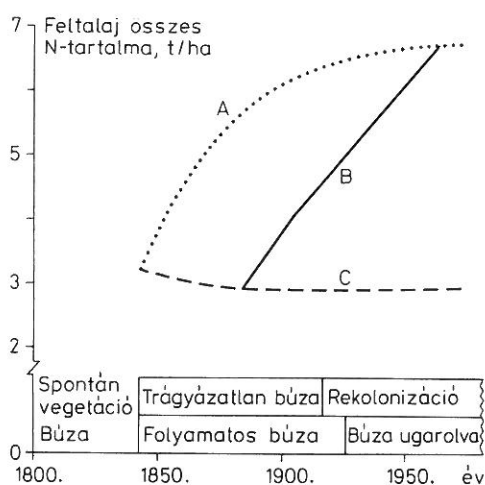
A talaj szerves anyagai kémiai úton elkülönített frakcióinak biológiai bonthatóság szempontjából történő azonosításához a talajban tevékenykedő mikroszervezetek ökológiájának jobb megértésére is szükség van.

Valószínűnek látszik, hogy az elhalt szervesanyag-maradványok mineralizációjának egymást követő lépéseiben részt vevő szervezetek a makro-ökológiai rendszerek élővilágának trófikus struktúrájához hasonlóan rendezhetők. Az elsődleges fogyasztók az elhalt szerves maradványokkal táplálkoznak, s ezek testanyagait a másodlagos fogyasztók használják fel. A talajban általában a mikroszervezetek lassabban szaporodnak, és élettartamuk is rövidebb, mint laboratóriumi kultúrákban. A tápanyaghiány, az időleges szárazság, vagy az alacsony hőmérséklet és még egyéb más tényezők limitálják élettevékenységüket. Aktív anyagcseréjük rövid időszakaszait populációk csökkenése és a túlélők inaktív állapotban való fennmaradása

jellemzi. Az aktív állapot időszakasaiban a versengő kapcsolatok is befolyásolják a mineralizáció sebességét. A szerves maradványok összetétele heterogén. Az elhalt növényi maradvány nemcsak tápláléka, hanem tartózkodási helye is a mikroorganizmusoknak. Ezek a vázanyagokon megtelepedő mikrobák aktív tevékenysége időben is követi egymást, és a szerves maradványok könnyen fogyasztható részeivel táplálkozó flóra elhalt testmaradványainak bomlásakor szabaddá váló nitrogént a cellulózt és lignint lassan bontó szervezetek is felhasználják.

### 3.2.2. Művelt talajok humifikációs folyamatainak befolyásolhatósága

Ma még kevésbé ismert, hogy a talajok különböző szervesanyag-frakcióinak képződése miképpen függ össze, és hogy a műtrágyából immobilizált nitrogén remineralizálódásánál különlegesen fontos — néhány éves vagy évtizedes felezési idővel rendelkező — frakció szelektív



4. ábra

A feltalaj N-tartalmának változásai száz év alatt, istállótrágyázott, valamint trágyázatlan, folyamatos búzatermelés, ill. természetes vegetáció esetében JENKINSON [20] közlése szerint. A. Istállótrágyázott búza. B. Spontán rekolonizálódott lágyszárú vegetáció. C. Trágyázatlan búza

kialakítására lehet-e törekedni. Annyi azonban bizonyos, hogy a talajok sajátos, a bomlás különböző fázisaiban lévő szerves anyagai a növényi maradványok és ásványi tápelemek megfelelő adagolásával növelhetők.

A talajok művelésbe vonása többnyire olyan területeken ment végbe, melyeknél a humuszszerű anyagok képződése és lebomlása a dinamikus egyensúlyi állapotnak felelt meg. A forgatás és lazítás következtében a mineralizációs folyamatok javára tolódott el az egyensúly, és a humuszszerű anyagok mennyiségének csökkenését sok helyen az erózió is elősegítette. A rothamstedi (Anglia) trágyázási tartamkísérleteket is egy olyan területen rendezték be, ahol a talajok szervesanyag-tartalma a kísérletet megelőzően a művelés következtében az eredeti természetes viszonyokhoz képest már lecsökkent. A 4. ábrán feltüntetett görbék az említett rothamstedi kísérletek keretében alkalmazott háromféle kezelés hatását mutatják be a talaj szerves anyagaiba beépülő N-mennyiségre a vizsgálati idő 115 éve során [20]: 1. folyamatos búzatermelésre használt, de semmiféle tápanyag-utánpótlásban nem részesülő talaj; 2. folyamatos búzatermelés minden évben istállótrágyázott talajon; 3. a kísérlet első időszakában

„vad” vegetációval rekolonizálódott parcella. Az ábrán jól látható, hogy a talaj N-tartalmú szerves anyagainak mennyisége mind az istállótrágya, mind pedig a természetes vegetáció rekonstruálódásának hatására emelkedett. A tápanyagpótlás nélküli, folyamatosan búzatermelésre használt talaj N-tartalmának stabilizálódása csak a légköri utánpótlás révén valósulhatott meg, azaz az ipari  $\text{NO}_x$ -emisszió mellett mégis inkább a tarlómaradványok jelenléte és a mikrobiálisan könnyen mobilizálható nitrogén időszakos hiánya segíthették elő a  $\text{N}_2$  biológiai fixációját.

A 3. táblázat egy másik tartamkísérlet hasonló tendenciákat jelző eredményeit mutatja be. Szalmával, N-műtrágyával külön és együttesen ellátott talajokban a húsz éves vizsgálati periódus végére a szerveszén-tartalom mindegyik kezelés hatására növekedett.

3. táblázat

Szalma- és műtrágya-adagolás hatása a talaj szervesanyag-tartalmára 20 éves tartamkísérlet végén (PERSSON [35] nyomán)

Kezelés	Talaj C-tartalma, %
Kontroll	1,97
60 kg N/ha	2,10
Búzaszalma	2,09
Búzaszalma + 60 kg N/ha	2,23

Az idézett kísérleti eredményeket egy sor más közlemény adatai is alátámasztják. A szervesanyag-felhalmozódási folyamatoknak, vagy legalábbis az egyensúlyi állapotoknak elvileg minden olyan termesztési helyen létre kellene jönniük, ahol növényi maradványok és N-vegyületek szerves- vagy műtrágya formájában nagyobb mennyiségben fordulnak elő.

Közismert, hogy az Egyesült Államok gabonatermelő övezetében — az elmúlt évtizedek művelési gyakorlatának következtében — a talajok szervesanyag-tartalma alacsony és — THOMAS és GILLIAM [47] szerint — aszimptotikusan közelíti a zérót. E jelenség kialakulásának egyik fő oka az erózió. Valószínű azonban, hogy emellett más tényezők — mint például a nedves és száraz viszonyok egymást váltó szakaszainak előfordulási gyakorisága, valamint nem utolsósorban a talaj ásványi jellemzői — is befolyásolják a szervesanyag-dinamikát [37].

Hazai körülmények között (a műtrágyázás bevezetése óta eltelt viszonylag rövid időszak miatt) még nem állapítható meg, hogy az intenzív műtrágyázás hatására a talajok szervesanyag-dinamikájában milyen változások következtek be. Az országos műtrágyamérleg elkészítésével és elemzésével kapcsolatosan SARKADI [39] megállapította, hogy a 70-es évektől kezdődően átlagosan több NPK kerül a talajba, mint amennyi a termőrétegből elvész, de helytől és körülményektől függően különösen a nitrogén esetében jelentős különbségekkel kell számolni.

A N-műtrágyázás veszteségeinek csökkentése — annak ellenére, hogy klimatikus viszonyaink között a kimosódási és denitrifikációs folyamatok számára kedvező körülmények viszonylag ritkábban fordulnak elő — fontos feladat.

A biomassza eredetű anyagok hasznosításával kapcsolatos tudományos vizsgálatok során LÁNG [26] kihangsúlyozza a növényi maradványok különös jelentőségét a talajok növényi tápanyagtartalmának visszapótlásában. A termelt növények fogyasztható és a termesztés helyén visszamaradó részeinek bioelem-tartalma — a Statisztikai Hivatal 1983-ra vonatkozó összeállítása alapján — szintén alátámasztja a szerves maradványok szerepét a növényi tápanyagok visszapótlásában.

### 3.3. A talaj ásványi formájú N-készletei

#### 3.3.1. Nitrifikáció. A nitrátok és a nitrifikációs folyamatok

Oxigén jelenlétében az ammóniumion nitráttá történő átalakulásának potenciális lehetősége a talajokban és a vizekben mindig fennáll. Semleges vagy ahhoz közeli pH-viszonyok esetében ez a folyamat kemoautotróf, ill. kemoheterotróf nitrifikáló baktériumok energiaszerző folyamatai kapcsán megy végbe. Az ammóniát nitríté, ill. a nitrítet nitráttá átalakító baktériumok eltérő szubsztráthasznosításuk, morfológiai megjelenésük és környezeti igényeik alapján is több fajhoz tartoznak.

Az ammóniát hasznosító nitrifikálók, a *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrospira* és *Nitrosolobus* fajok testanyagaik felépítéséhez a szén-dioxid redukciójával biztosítják szénszükségletüket. Mivel ez energiaigényes folyamat, a nitrifikálók a heterotróf szervezetekhez viszonyítva lassan szaporodnak. A nitrítet nitráttá oxidáló három faj közül a *Nitrobacter*ek a szén-dioxidon kívül néhány alacsonyabb molekulású szerves vegyületet is felhasználnak asszimilációs folyamataik során.

A nitrifikációra képes organizmusok egyes fajai jól tolerálják az élettani igényeik szempontjából szélsőséges viszonyokat. Így például tápanyagaik, ill. anyagcseretermékeik (ammónium, ill. nitrít) viszonylagos magas koncentrációja nem csökkenti jelentősen anyagcseresebességüket. PAINTER [32], VERSTREATE [52] összefoglalása alapján a nitrifikációs folyamatok végbemenetele korlátozott, ha  $E_h < 250$  mV,  $NH_4-N > 3$  g/kg talaj, hőmérséklet  $> 40$  °C, pH  $< 4,5$ .

A nitrifikálók szigorúan aerob szervezetek, de az időszakos oxigénhiány és a tűrőképességüket meghaladó környezeti feltételek esetében inaktív állapotban sokáig életképesek maradnak. Plaszticitásuk ellenére a természetes ökológiai rendszerekben egy sor tényező korlátozza működésüket. Laboratóriumban végrehajtott vizsgálatok alapján feltehető, hogy a gyökérexudátumokból vagy szerves maradványokból keletkező anyagok (tannin) gátlólag hatnak tevékenységükre [30].

A mineralizációs folyamatok során keletkező ammónia hasznosításáért folyó versengésben a lassan szaporodó nitrifikálókkal szemben a növények és a heterotróf mikroorganizmusok előnyösebb helyzetben vannak.

Ha az ammónia nagy mennyiségben van jelen, a nitrifikálók tevékenysége nyomán a nitrátképződés gyorsan megy végbe. VERSTREATE [52] szerint a nitrifikációs folyamatok számára kedvező körülmények között a műtrágyaként adott ammónia-N-ből naponként és hektáronként 0,3 kg nitrát-N képződése lehetséges.

A nitrátfelhalmozódás több szempontból is hátrányos lehet. Egyrészt a nitrátok az ammóniumionnal ellentétben könnyebben kimosódnak a talajból, így bekerülnek a talaj- és felszíni vizekbe. A nitrátos talajvizek ivóvízként nem (vagy csak költséges tisztítás után) hasznosíthatók. A felszíni vizekbe bemosódó nitrátot az ott élő növények felveszik, ami a nagyobb mennyiségű növényi biomassza tevékenysége révén a víz élővilágának teljes átrendeződéséhez vezet. A denitrifikációs folyamatok során a N-vegyületek a légkörbe távozhatnak, s így a csapadék savas kémhatásának kialakulását okozhatják, vagy a sztratoszférába jutva az ózonréteg bomlását indukálhatják.

VERSTREATE [52] a N-műtrágyázás jövőbeli stratégiáját illetően a nitrifikációs folyamatok mesterséges szabályozását tartja kívánatosnak. Szerinte sürgető szükség van olyan N-műtrágyák előállítására, melyek nitrátot és nitrifikálható vegyületet egyaránt tartalmaznak, de a nitrifikálható komponenszt védeni kell a gyors átalakulástól. Ilyen szempontból a MALHI és NYBORG [27] által ajánlott — a hidrolízist gátló vegyületet is tartalmazó — tiokarbamid használata is felvetődik. Emellett VERSTRAEEN [51] még hexametilén-tetramint, valamint monometilol-karbamidot vagy dimetilol-karbamidot is ajánl. E vegyületek bomlása ammónia- és formaldehid-felszabadulással jár, s az utóbbi a nitrifikációs folyamatokat lassítja.

A műtrágyaformában talajba vitt ammóniumvegyületek nitrifikációjával kapcsolatosan YOSHIDA és ALEXANDER [54] vizsgálatai még egy környezeti veszélyre hívták fel a figyelmet. Megállapították, hogy nemcsak a denitrifikáció, hanem az ammónia nitráttá történő átalakulása során is keletkezik  $N_2O$ . BREMMER és BLACKMER [5] számításai szerint műtrágyázott talajokban évi 1 kg N-veszteséggel lehet számolni hektáronként, ami nem a növény által hasznosított tápanyag, hanem levegőt szennyező vegyületek keletkeznek belőle.

A nitrifikáló organizmusok savanyú talajokban nem vagy csak nagyon korlátozott mértékben működnek. Ennek ellenére, különböző helyekről származó adatok szerint [51] évi 3–300 kg nitrát-N-képződés ilyen talajok esetében is biztosan megállapítható. Feltehető, hogy ezeken a helyeken a metán — mint energiaforrás — hiányában, a metánt oxidáló baktériumok ammóniát használnak fel életműködésükhöz, ilyen módon tevékenységük hozzájárul a nitrifikációs folyamatokhoz. A metánt oxidáló mikroszervezetek kísérleti körülmények között kimutatható anyagcsere-végtermékei gázformájú nitrogén-oxidok. A savanyú talajok nitrátképződésében résztvevő mikroszervezetek részletesebb megismerése további kutatást igényel.

### 3.3.2. Denitrifikáció

Természetes körülmények között a nitrifikációs folyamatok során képződött nitrátot a heterotróf mikroorganizmusok kétféle úton hasznosíthatják: a testépítő folyamatok kiindulási „nyersanyaga”-ként és az energiatermelő folyamatokban. Ez utóbbi esetben a nitrát az oxigént helyettesíti anaerob körülmények között.

A növények és a heterotróf mikroszervezetek jelentős része rendelkezik a testanyagok képzéséhez felvett nitrát redukciójának képességével. Az energiatermelő folyamatokkal kapcsolatos disszimilatív nitrátredukcióra viszont csak a prokarioták közé tartozó szervezetek képesek. Ezek a baktériumok levegős körülmények között aerob anyagcserét folytatnak és csak az oxigén elhasználódása esetén „kapcsolnak át” nitrátlélegzésre.

Az energianyerő folyamatokban felhasznált nitrátból nitrit, nitrogén-oxid, nitrogén-monoxid és nitrogén-gáz képződhet. Újabban SØRENSEN [41], valamint KOIKE és HATTORI [24] beszámoltak arról, hogy hosszabb ideig fennmaradó anaerob viszonyok között (például elárasztott rizsföldeken vagy a szedimentekben) a nitrát disszimilációs redukciójának végterméke ammónia is lehet. Ez a folyamat ma még nincs kellőképpen felderítve.

Míg a nitrifikációban vagy a  $N_2$ -fixálásban résztvevő baktériumok taxonómiai szempontból közel állnak egymáshoz, addig a denitrifikáló prokarioták a legkülönbözőbb rendszertani egységekben egyaránt megtalálhatók. A denitrifikáló baktériumok többsége csak heterotróf életmódot folytat, de néhány közülük kemoautotróf anyagcserével is fenn tud maradni. Legújabban olyan baktériumokat is izoláltak, melyek legalább is laboratóriumi körülmények között  $N_2$ -kötésre és denitrifikációra egyaránt képesek (*Rhodopseudomonas sphaeroides*, [40]). A heterotróf denitrifikálók többsége a szerves anyagok széles skálájának hasznosításában aktív, néhány azonban csak meghatározott minőségű szerves anyagok jelenlétében fejt ki ilyen tevékenységet.

A nitrát redukciója több lépcsőben, eltérő enzimek közreműködésével megy végbe. A reakciósorozat az alábbi sémában foglalható össze:



A denitrifikáló organizmusok egy része a közti-termék sejten kívüli megjelenése nélkül hajtja végre a folyamatot, mások először a nitrátot nitritig alakítják át, majd a nitrát elfogyása után kezdik meg a nitritek felhasználását [44, 45]. Míg a nitrit megjelenése fajtól függően változik, addig mai ismereteink szerint a  $N_2O$  mindig megjelenik a denitrifikáló organizmusok környezetében, esetenként ebben a formában távozik a légkörbe. A NO és a  $N_2O$  redukációjáért

felelős enzimeket még nem sikerült izolálni és tisztítani, bár működésüket már sejtmentes környezetben is kimutatták. Az oxigén jelenléte a részfolyamatok minden egyes lépcsőjét gátolja, sőt a  $N_2O$  nitrogénné történő átalakulását teljesen blokkolja. Nemcsak az oxigén, hanem a nitrát koncentrációjától is függ a részfolyamatok sebessége.

Ilyen tekintetben a  $NO \rightarrow N_2O$ -dá történő átalakulás a legérzékenyebb. YOSHINARI és munkatársai [55] kimutatták, hogy a nitrát már viszonylag alacsony koncentrációban gátolja a folyamat végbemenetelét, és ennek köszönhető, hogy az egyes talajgócokban a nitrát mennyiségének növekedésével párhuzamosan a talajban végbemenő denitrifikációs folyamatokba bevont anyagmennyiség nem növekszik. Alacsony pH-viszonyok között a disszimilatív nitrátredukció nem valósul meg.

A talajban a denitrifikációs folyamatok térhódítását a nedvességviszonyok és a szerves anyag jelenléte befolyásolja. A talaj vízháztartásának elsősorban az anaerob mikrogócok kialakításában van jelentősége. BREMNER és SHAW [6], valamint PILOT és PATRICK [36] vizsgálatai szerint a talaj vízkapacitásának 100—200%-os értékeinél a talajmorzsák belső részei vízzel telítődnek. A heterotróf mikrobák felhasználják a vízben oldott  $O_2$ -t, és ilyen körülmények között a denitrifikációra is képes szervezetek további tevékenysége biztosított.

A mikrobiálisan könnyen hasznosítható, rendszerint a szűk C/N arányú gyökérexudátumok, növényi maradványok és a mikroszervezetek elhalt testanyagai jelentik a denitrifikáció során felhasználható szénforrásokat. Következésképpen a felszíni talajokban nagy, a mélyebb talajrétegekben kicsi a denitrifikációs aktivitás [9].

A denitrifikációs folyamatok optimális pH-tartománya = 7—8. Alacsonyabb tartományban a  $N_2O$  redukcióját végrehajtó enzim nem működik, így ez a termék felhalmozódik.

### 3.4.1. Biológiai N-fixáció

N-fixációként foglalható össze mindazok a folyamatok, melyek a légkör hatalmas gázkészleteiből a biológiai forgalomba építik be a nitrogént.

A nagyfokú iparosodást megelőző időkben főképpen a  $N_2$  megkötésére képes baktériumok tevékenysége révén jutott be a nitrogén a biológiai rendszerekbe. Az utóbbi ötven évben a műtrágya-N mennyisége egyenletesen növekszik, és így a globális forgalom szempontjából is egyre nagyobb szerepe van.

Hasonlóan a denitrifikációhoz, a biológiai N-fixációra is egyedül a baktériumok képesek. A folyamatot végrehajtó enzimszisztéma (különösen ennek vas—fehérje komplexe) csak oxigénmentes belső sejt környezetben képes működni. Ennek ellenére az obligát aerob baktériumok között egy sor  $N_2$ -fixáló szervezet van, melyekben a fajtól függően eltérő sejt belüli védőmechanizmusok (a szimbiotikus baktérium—növény kapcsolatban a növény anyagcseréje, a kék-zöld algáknál vastagfalú heterociszták, aerob szabadon élőknél vastag tokanyag stb.) teszik lehetővé a szóban forgó enzim működését.

Az anaerob szervezetek N-fixálására képes enzimszisztéma hasonló az aerobokéhoz azzal a különbséggel, hogy ezekben az  $O_2$  hatása nem védhető.

A nitrogénkötő szervezetek általában mezofilek, de a kék-baktériumok esetében, szélsőséges körülmények között,  $-5$  és  $+60$  °C között tevékenykedő fajokat is izolálták [22]. Semleges pH-viszonyok között az *Azotobacter* és *Rhizobium* fajok, savanyú kémhatású talajokban és vizekben főleg *Bacillus* és *Beijerinckia* fajok, valamint kék-baktériumok biztosítják a rendszer N-bevételét.

A környezet P-tartalmának különleges jelentősége van az energiaigényes  $N_2$ -fixálási folyamatoknál. GRANHALL [15] szerint még a növények táplálékigényét kielégítő P-mennyiség jelenlétében is a mikrobák N-fixációja sok esetben visszaszorul. Ugyancsak fontos az enzim működéséhez nélkülözhetetlen nyomelemek, a Mo, Fe, Mg, B, Co, Cu, Zn jelenléte. Az utóbbi két elem, valamint a Mn és más nehézfémek bizonyos mennyiség felett már gátolják a folyamatot.

A  $N_2$ -molekula hasításának és ammóniává történő átalakításának energiaigénye nagy, ezért a biológiai N-kötés csak akkor megy végbe, ha a környezetben jól hasznosítható, magas energiátartalmú bakteriális tápanyag található.

A környezetben jelenlevő ammóniát vagy nitrátot vagy a szerves kötésben levő nitrogént valamennyi  $N_2$ -kötésre képes baktérium hasznosítja, de a N-kötést létrehozó enzimszisztem csak akkor aktivizálódik, ha abban a mikrokörnyezetben, melyben a kolónia elszaporodott, nem áll más N-forrás a sejtek rendelkezésére.

#### 3.4.2. N-kötés természetes körülmények között

A N-fixációra képes szervezetek nitrogént akkor kötnek, mikor élettevékenységük egyéb feltételei biztosítottak, környezetük víztartalma, hőmérséklete, a szerves kötésben lévő szén mennyisége stb. kielégítő.

A talajok mikro-evolúciós folyamatai során, újonnan szabaddá váló felületek kolonizálásában az önállóan és a szimbiózisban élő prokarioták  $N_2$ -fixációs tevékenységének döntő jelentősége van a rendszerek N-akkumulációjának megindításában. A szukcesszionális változások eredményeként kialakuló klimax vegetáció esetében — ahol az anyagforgalomra a dinamikus egyensúlyi állapotot közelítő viszonyok a jellemzőek — a N-kötés csak a denitrifikáció, kimosódás stb. következtében a gyors biológiai forgalomból kieső N-t pótolja.

A biológiai úton megkötött nitrogén globális mennyiségéről nincsenek megbízható adatok, és az emberi tevékenységtől közvetlenül nem befolyásolt rendszerek által megkötött N-mennyiségekről is kevés adat áll rendelkezésre. A 4. táblázatban néhány jellegzetes bioma  $N_2$ -fixációs értékei szerepelnek a szakirodalmi források megjelölésével. Az idézett szerzők egybehangzóan kiemelik az adatoknak csak a valódi mennyiségeket közelítő voltát.

#### 4. táblázat

**Az ember által közvetlenül nem befolyásolt néhány bioma biológiailag fixált N-mennyiségének becsült adatai**

Bioma	Fixált N-mennyiség, kg/ha/év	Hivatkozás
Tundra	0– 5	ROSSWALL [38], GRANHALL [15]
Mérsékelt égövi erdő	1– 20	TODD et al. [46]
Rét, legelő	1– 50	PAUL [33], WOODMANSEE et al. [53]
Szavanna	1– 30	PAUL [33], WOODMANSEE et al. [53]
Trópusi erdő	35–200	PAUL [33], WOODMANSEE et al. [53]

#### 3.4.3. Növénytermesztés és biológiai $N_2$ -fixáció

A korábbiakban már említést nyert, hogy a  $N_2$ -molekula belépése a biológiai gyors körforgalomba csak jelentős mennyiségű energiabefektetés terhére történhet. Míg természetes körülmények között ehhez a növényi maradványok bontásából származó energiát használják fel a  $N_2$ -kötésre képes baktériumok, addig a műtrágya-N előállításához a fosszilis tüzelők elégetésére, vagy egyéb, mesterségesen kihasználható energiaforrásra kell támaszkodni. Ezért a növénytermesztés gyakorlatában kívánatos a bakteriális  $N_2$ -fixáció minél nagyobb mértékű elősegítése.

A biológiai  $N_2$ -fixációs folyamatok mezőgazdasági kihasználásánál — mind a szabadon, mind pedig a növényvel szimbiotikus kapcsolatban tevékenykedő szervezetek esetében — a fő



problémát az jelenti, hogy környezetükben levő hasznosítható N-vegyületek jelenlétében — így műtrágya-N esetében is — a N-kötésük alacsony szinten mozog, vagy egyáltalán nem valósul meg. Ezt bizonyítják a rothamstedti tartamkísérlet — folyamatos búzatermelésre használt és különböző műtrágya-N-adagokban részesített — parcelláinak N-mérlegei [20], melyeket az 5. táblázat mutat be. A táblázatban feltüntetett kezeletlen kontrollparcella adatai megegyeznek a 4. ábra C-jelű görbéjével, mely azt reprezentálja, hogy a talaj N-készlete a termés elszállításával tápanyag-utánpótlás nélkül is állandósult, annak ellenére, hogy a termesztett növények egy része folyamatosan elkerült a természet helyétől

5. táblázat

Folyamatos búzatermelési tartamkísérlet 5 parcellájának nitrogénmérlege 1852—1967 között (JENKINSON [20] nyomán)

N származásának megnevezése	Kezelések, kg N/ha/év				
	Kezeletlen	PKMg	N <sub>1</sub> PKMg	N <sub>2</sub> PKMg	N <sub>3</sub> PKMg
Talaj szerves-N-készletéből*	0	0	0	0	0
Csapadékban oldva**	+5	+5	+5	+5	+5
Vetőmagból**	+3	+3	+3	+3	+3
Műtrágyából	0	0	+48	+96	+144
Termés formájában elvitt	-24	-27	-42	-61	-73
Kimosódott***	-12	-24	-21	-35	-48
Évenkénti nyereség + veszteség (légkörbe távozó)	+28	+33	+7	+8	-31

\* A kezeletlen és a műtrágyázott parcellák szerves-N-tartalma a 115 éves időtartam alatt egyensúlyi állapotban maradt

\*\* A 115 év éves átlagértéke

\*\*\* A parcellák talaján átszivárgó víz mennyiségének mérése megfelelő berendezés segítségével történt, nitrogéntartalma a vizsgálati időszak éves átlagértékeit jelenti

A táblázatban feltüntetett adatok közül a talaj szerves-N-készletéből származó N-mennyiséget a szerző azért tekintette nullának az összes műtrágyakezelés esetében, mert a 115 éven keresztül folyamatosan mért adatok szerint, hasonlóan a műtrágyázásban nem részesülő kontrollparcella talajához, a N-tartalom egyensúlyi értéket mutatott.

A kizárólag szimbiotikus kapcsolatban N<sub>2</sub>-t fixáló baktériumok esetében a műtrágya-N jelenlétének hasonló hatása van. Ezt a ma már klasszikusnak számító <sup>15</sup>N-nel végrehajtott tenyészedény-kísérletben ALLOS és BARTHOLOMEW [3] mutatta ki először (lásd 6. táblázat).

Hasonló tendenciát tapasztalt LATKOVIČSNÉ [25] hazai talajokon <sup>15</sup>N-nel, bab jelzőnövénnyel végzett tenyészedény-kísérleteiben.

THOMAS és GILLIAM [47] a szója termelésével kapcsolatosan rámutattak arra, hogy a homoktalajok N-státuszának fenntartásában a szimbiotikus fixálás a legjelentősebb N-forrása a növény táplálkozásának, miközben a talaj N-tartalma sem csökkent, sőt néhány esetben a szőjanövény talajba kerülő maradványai növelték azt. Ugyanakkor olyan talajokban, melyekben a viszonylagos magas szervesanyag-tartalom mineralizálódási folyamatai következtében a talaj N-szolgáltató képessége jó, a szója nem a levegőből, hanem a talajból veszi fel a nitrogént, és a talajok évi N-mérlege veszteséges. Az Egyesült Államokban a szója hektáronkénti műtrágyaadagjai általában 12/20/50, illetve 15/20/50 NPK-hatóanyagának felelnek meg a felsorolás sorrendjében.

A növényi maradványoknak a biológiai N-kötésre gyakorolt pozitív és a műtrágya-N jelenlétének negatív hatása miatt magától értetődően nem lehet a műtrágyázás feleslegességére

következtetni, ill. a szerves trágyákat — néhány, hosszabb távon kedvező hatásuk miatt — előnyben részesíteni. A tudományos vizsgálatoknak azonban elemeznie kell azokat a folyamatokat, melyek részletesebb megismerése alapján a biológiai N<sub>2</sub>-fixáció a természetbe vont talajok esetében jobban kihasználhatóvá válhat.

6. táblázat

N-műtrágyázás hatása néhány pillangós növény biológiai N-fixációjára  
(ALLOS és BARTHOLOMEW [3] nyomán)

N	Szója				Földimogyoró				Lucerna			
	Tenyészedényként adagolt N, mg											
	0	108	216	432	0	108	216	432	0	108	216	432
Összes felvett N, mg	310	349	290	320	333	325	388	518	108	172	198	333
Műtrágyából származó N, mg	0	60	95	185	0	57	100	278	0	71	108	277
Összes fixált N mennyisége, mg	310	289	195	135	333	268	288	240	108	101	90	57
Fixációs %	100	83	67	42	100	82	74	46	100	59	45	17

#### 4. A környezetet károsító hatások: nitrátok kimosódása és a NO<sub>x</sub>-gázok szerepe a légkörben

A mezőgazdasági művelésbe vont területeken a természetes ökológiai szabályozó folyamatok fellazulásának következtében, a biológiailag hasznosított anyagok, és ezen belül főleg a nitrogén különböző vegyületeinek mozgásában és átalakulásában a fizikai és kémiai tényezők hatása nagyobb mértékben érvényesül. A növényi tápanyagvesztés és a környezetet károsító hatások tekintetében legjelentősebbek azok a fizikai folyamatok, melyek a nitrátok kimosódásával, és a NO<sub>x</sub>-gázok talajból való eltávozásával kapcsolatosak.

A növényi felvétel vagy immobilizáció hiányában a műtrágyázásból származó és a talajban felhalmozódott nitrát kimosódása olyan helyeken várható nagyobb valószínűséggel, ahol éves átlagban a csapadék több, mint a talajból elpárolgó víz mennyisége. Különböző tényezők egyidejű bekövetkezése esetén azonban olyan talajokon is előfordulhat nagyobb mértékű nitrátkimosódás, ahol azt az éghajlati körülmények egyébként nem indokolják.

CAMERON és munkatársai [9] mérsékelt égövi, ősszel műtrágyázott őszi kalászosok termesztésére használt talajok esetében megállapították, hogy a nitrátkimosódás akkor volt nagymértékű, ha az adagolást követő néhány napban nagy esőzések voltak, és az alacsonyabb hőmérséklet miatt a növényi felvétel és a mikrobiális N-fogyasztás kismértékű volt. A kimosódással eltávozó nitrogén mennyisége a nagyobb műtrágyaadagokkal párhuzamosan növekszik. A szerzők kísérleteiben 120, illetve 225 kg/ha hatóanyagú műtrágyázás esetében, tavasztól ősziig 0,65 illetve 1,45 kg N mosódott ki hektáronként naponta.

GARWOOD és TYSON [14] vizsgálataik során megállapították, hogy egyébként azonos körülmények között, de egyik évben hosszú nyári száraz időszakot követő esőzés után az éves N-vesztés 180—590 kg N/ha volt, szemben a kiegyenlítettebb időjárással jellemezhető nyarakkal, amikor ugyanez a mennyiség 6—128 kg N/ha között ingadozott. A műtrágya-adagolás mindkét esetben 250, ill. 500 kg N/ha/év volt.

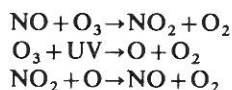
BURFORD és STEFANSON [7] több hónapon át folyamatosan mérték egy agyagos talajon átszivárgott víz N-tartalmát, valamint a denitrifikációs folyamatok során keletkező N<sub>2</sub>O

mennyiségét. A csurgalékvízben márciusban és áprilisban volt a legmagasabb a vízben abszorbeálódott  $N_2O$  mennyisége, 2 kg/ha/hó N-mennyiségnek felelt meg.

#### 4.1. Az atmoszférai $N_2O$ -tartalma

A műtrágyák ammóniatartalmának nitrifikálódása és a nitrátok denitrifikálódása során a talajban keletkező  $N_2O$ -gázok egy része a levegőbe jut be. A  $N_2O$ -képződés mennyiségi viszonyainak felderítésére ALBRECHT és munkatársai [2], valamint BURFORD és STEFANSON [7] végeztek kísérleteket. A talajban keletkező  $N_2O$  mennyiségéből és a gáz diffúziós állandójának figyelembevételével következtettek a légkörből eltávozó  $N_2O$  mennyiségére. Méréseik szerint a különböző talajokból a nitrátműtrágya-adagolástól függően 0,5—28 mg  $N_2O$ -N képződésével lehet számolni  $m^2$ -enként és naponként. A  $N_2O$ -emisszió mennyiségét a fosszilis tüzelők és egyéb biomassza eredetű anyagok égetése is tovább növeli.

A légkörben levő oxidált N-gázok közül a  $N_2O$  vízdíhatósága viszonylag alacsony, és így a csapadékkal nem oldódik ki teljesen az atmoszférából. A levegőben tartósan megmaradó  $N_2O$ -nak különleges jelentősége van környezetvédelmi szempontból. A sztratoszférába bekerülő  $N_2O$  zavarja a  $O_3 \rightarrow O + O_2$  bizonyos hullámhosszúságú sugárzás hatására egyensúlyban levő átalakulási folyamatait. CRUTZEN és EHHALT [13] az alábbi reakcióban foglalja össze a végbemenő átalakulásokat:



és a folyamat végeredménye:  $2 O_3 \rightarrow 3 O_2$ .

CRUTZEN [12] szerint a légkör  $N_2O$ -tartalmának 1%-os emelkedése az ózonzóna 0,2%-os csökkenését vonja maga után. Az UV sugárzás mutagén hatású, nagyobb mértékű behatolása a bioszférába az egész élővilágra káros lenne. A  $N_2O$  légköri koncentrációjának növekedése az úgynevezett „üvegházhatás” kialakításában is szerepet játszhat, mert csökkentheti a föld hőleadásának mértékét. Mindkét említett hatásban az ipari tevékenységgel kapcsolatosan légkörbe kerülő anyagok is részt vehetnek ( $CFCl_3$ ,  $CCl_4$ ,  $CH_3CCl_3$  stb.).

### Irodalom

- [1] AJTAY, G. L., KETNER, P. & DUVIGNEAUD, P.: Terrestrial primary production and phytomass. In: The global carbon cycle. SCOPE 13. (Eds: BOLIN, B. et al.) 129—183. Wiley and Sons. New York. 1979.
- [2] ALBRECHT, B., JUNGE, C. & ZAKOSEK, H.: Der  $H_2O$ -Gehalt der Bodenluft in drei Bodenprofilen. Z. Pflernähr. Bodenk. 125, 205—211. 1970.
- [3] ALLOS, H. F. & BARTHOLOMEW, W. V.: Replacement of symbiotic fixation by available nitrogen. Soil Sci. 87, 61—66. 1959.
- [4] BAZILEVICH, N. I., RODIN, L. E. & ROZOV, N. N.: Geographical aspects of biological productivity. Sov. Geogr. 12, 293—317. 1971.
- [5] BREMNER, J. M. & BLACKMER, A. M.: Nitrous oxide: emission from soil during nitrification of fertiliser nitrogen. Science. 199, 295—196. 1978.
- [6] BREMNER, J. M. & SHAW, K.: Denitrification in soil. II. Factors affecting denitrification. J. Agric. Sci. 51, 40—52. 1958.
- [7] BURFORD, J. R. & STEFANSON, R. C.: Measurements of gaseous losses of nitrogen from soil. Soil Biol. Biochem. 5, 133—141. 1973.
- [8] BURNS, R. C. & HARDY, R. W. F.: Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. Springer Verl, Berlin—Heidelberg—New York. 1975.
- [9] CAMERON, D. R., KOWALENKO, C. G. & IVARSON, K. C.: Nitrogen and chloride distribution and balance in a clay loam soil. Canad. J. Soil Sci. 58, 77—88. 1978.

- [10] CLARK, F. E.: The nitrogen cycle, viewed with poetic licence. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 13—24. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [11] COLE, D. W.: Nitrogen uptake and translocation by forest ecosystems. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 219—232. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [12] CRUTZEN, P. J.: Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: *Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide*. (Ed.: DELWICHE, C. C.) 17—45. John Wiley and Sons. New York. 1981.
- [13] CRUTZEN, P. J. & EHHALT, D. H.: Effects of nitrogen fertilizers and combustion on the stratospheric ozone layer. *Ambio*. **6**. 112—117. 1976.
- [14] GARWOOD, E. A. TYSON, K. C.: High loss of nitrogen in drainage from under grass following prolonged period of low rainfall. *J. Agric. Sci.* **89**. 767—768. 1977.
- [15] GRANHALL, U.: Biological nitrogen fixation in relation to environmental factors and functioning of natural ecosystems. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 131—144. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [16] HAUCK, R. P.: Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle processes. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 551—560. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [17] HAYNES, R. J. & GOH, K. M.: Ammonium and nitrate nutrition of plants. *Biol. Rev.* **53**. 465—510. 1978.
- [18] HEWITT, E. J.: Assimilatory nitrate—nitrite reduction. *Ann. Rev. Plant Physiol.* **26**. 73—100. 1975.
- [19] JANSSON, S. L.: Mineralization and immobilization of soil nitrogen by microorganisms. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 195—199. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [20] JENKINSON, D. S.: The nitrogen economy of the Broadbalk experiments. I. Nitrogen balance in the experiments. Report of the Rothamsted Experimental Station. Part 2. 103—109. 1976.
- [21] JENKINSON, D. S. & RAYNER, J. H.: The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Sci.* **123**. 298—305. 1977.
- [22] KALLIO, P. & KALLIO, S.: Adaptation of nitrogen fixation to temperature in the Peltigera aptosagroup. In: *Environmental role of nitrogen fixing blue-green algae and asymbiotic bacteria*. Ecol. Bull. No. 26. (Ed.: GRANHALL, U.) 225—233. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1978.
- [23] KIRKBY, E. A.: Influence of ammonium and nitrate nutrition on the cation-anion balance and nitrogen and carbohydrate metabolism of white mustard plants grown in dilute nutrient solutions. *Soil Sci.* **105**. 133—141. 1968.
- [24] KOIKE, I. & HATTORI, A.: Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Appl. Environm. Microbiol.* **35**. 278—282. 1978.
- [25] LATKOVICS GY.-NÉ: A nitrogénműtrágya hatása a termésre és a talaj termékenységére. In: *Az intenzív műtrágyázás hatása a talaj termékenységére*. Ankét. 37—71. MTA TAKI. Budapest. 1979.
- [26] LÁNG I.: A biomassza mint megújítható természeti erőforrás. *Tudomány és Mezőgazdaság*. **21**. 3—9. 1983.
- [27] MALHI, S. S. & NYBORG, G. M.: Rate of hydrolysis of urea as influenced by thiourea and pellet size. *Plant and Soil*. **51**. 177—186. 1974.
- [28] MCGILL, W. B. & PAUL, E. A.: Fractionation of soil and <sup>15</sup>N nitrogen to separate the organic and clay interactions of immobilized N. *Canad. J. Soil Sci.* **56**. 203—212. 1976.
- [29] MCGILL, W. B. et al.: Phoenix, a model of the dynamics of carbon and nitrogen in grassland soils. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 49—115. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [30] MOORE, D. R. E. & WAID, J. S.: The influence of washings of living roots on nitrification. *Soil Biol. Biochem.* **3**. 69—83. 1971.
- [31] NEWBOULD, P.: Terrestrial nitrogen cycles: Problems, present knowledge and future research needs. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts*. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 671—679. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.

- [32] PAINTER, H. A.: A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water Res.* **4.** 393—450. 1970.
- [33] PAUL, E. A.: Contribution of nitrogen fixation to ecosystem functioning and nitrogen fluxes on a global basis. In: *Environmental role of nitrogen fixing blue-green algae and asymbiotic bacteria.* *Ecol. Bull.* No. 26. (Ed.: GRANHALL, U.) 282—293. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1978.
- [34] PAUL, E. A. & JUMA, N. G.: Mineralization and immobilization of soil nitrogen by microorganisms. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 179—195. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [35] PERSSON, J.: Nitrogen fertilizer effects of nitrogen cycle processes (Rapporteur's comments). In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 562—564. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [36] PILOT, L. & PATRICK, W. H.: Nitrate reduction in soils: effect of soil moisture tension. *Soil Sci.* **114.** 312—316. 1972.
- [37] POWER, J. F.: Nitrogen in the cultivated ecosystem. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 529—546. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [38] ROSSWALL, T.: The internal nitrogen cycle between microorganisms, vegetation and soil. In: *Nitrogen, phosphorus and sulphur — global cycles.* *SCOPE 7.* *Ecol. Bull.* No. 22. (Eds.: SVENSSON, B. H. & SÖDERLUND, R.) 157—167. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1976.
- [39] SARKADI J.: Az intenzív tápanyagellátás hatása a talaj termékenységére. In: *Az intenzív műtrágyázás hatása a talaj termékenységére.* Ankét. 1—36. MTA TAKI. Budapest. 1979.
- [40] SATOH, T., HOSHINO, Y. & KITAMURA, H.: *Rhodopseudomonas sphaeroides forma* sp. denitrificant, a denitrifying strain as a subspecies of *Rhodopseudomonas sphaeroides*. *Arch. Microbiol.* **108.** 265—269. 1976.
- [41] SØRENSEN, J.: Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in coastal marine sediment. *Appl. Environm. Microbiol.* **35.** 301—305. 1978.
- [42] SÖDERLUND, R. & SVENSSON, B. H.: The global nitrogen cycle. In: *Nitrogen, phosphorus and sulphur — global cycles.* *SCOPE 7.* *Ecol. Bull.* No. 22. (Eds.: SVENSSON, B. H. & SÖDERLUND, R.) 23—73. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1976.
- [43] *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [44] TIMÁR M.-NÉ: Vizsgálatok denitrifikáló baktériumok légzésével kapcsolatosan. *Agrokémia és Talajtan.* **19.** 147—156. 1970.
- [45] TIMÁR M.-NÉ: *Pseudomonas stutzeri* denitrifikációs sajátágaival kapcsolatos vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan.* **21.** 399—406. 1972.
- [46] TODD, R. L., MEYER, R. D. & WAID, J. B.: Nitrogen fixation in a deciduous forest in the South-Eastern United States. In: *Environmental role of nitrogen fixing blue-green algae and asymbiotic bacteria.* *Ecol. Bull.* No. 26. (Ed.: GRANHALL, U.) 127—177. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1978.
- [47] THOMAS, G. W. & GILLIAM, J. W.: Agro-ecosystem in the USA. *Agro-Ecosystem.* **4.** 182—244. 1977.
- [48] U. N. Statistical Year-book 1974. New York. 1975.
- [49] VAN VEEN, J. A. et al.: Simulation models of the terrestrial nitrogen cycle. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 25—48. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [50] VÁRALLYAY, GY. et al.: Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1: 100 000 méretarányú térképe. I. *Agrokémia és Talajtan.* **28.** 363—384. 1979.
- [51] VERSTRAETEN, L. M. J.: N-mineralization of formaldehyde releasing N-compounds. *Ztbl. f. Bakteriol. II. Abt.* **134.** 408—411. 1979.
- [52] VERSTREATE, W.: Nitrification. In: *Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts.* *Ecol. Bull.* No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 303—314. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.

- [53] WOODMANSEE, R. G., VALLIS, I. & MOTT, J. J.: Grassland nitrogen. In: Terrestrial nitrogen cycles. Processes, ecosystem strategies and management impacts. Ecol. Bull. No. 33. (Eds.: CLARK, F. E. & ROSSWALL, T.) 443—463. Swedish Natural Research Council. Stockholm. 1981.
- [54] YOSHIDA, T. & ALEXANDER, M.: Nitrous oxide formation by *Nitrosomonas europea* and heterotrophic microorganisms. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34. 880—882. 1970.
- [55] YOSHINARI, T., HYNES, R. & KNOWLES, R.: Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction and measurement of denitrification and nitrogen fixation in soil. Soil Biol. Biochem. 9. 177—183. 1977.

TIMÁR ÉVA

Kertészeti Egyetem, Mikrobiológiai  
Tanszéki Csoport, Budapest

Érkezett: 1983. december 6.