

## 土壤 중 窒酸態窒素의 行動과 地下水質

尹淳康\* · 柳順昊\*\*

### Behaviour of NO<sub>3</sub>-N in Soil and Groundwater Quality

Sun-Gang Yun and Sun-Ho Yoo\*

#### ABSTRACT

Nitrogen is an element required to meet optimal plant growth. However, when it was applied (as chemical fertilizer or animal waste) more than the demand of plant and managed it unreasonably can be accumulated in subsoil and leached from soil system. Nitrogen also can be act as an pollutant to soil and water through water contamination if its concentration exceed the critical level. The concentration and downward movement of nitrate in soil is influenced by cultural practices and soil properties. High level of nitrate nitrogen in drinking water is hazardous for animal and human health, especially for infants and the restoration of the quality of groundwater is impossible by now. Therefore it is the only way to prevent from leaching of nitrate nitrogen to keep the quality of groundwater as vital water resource. The aims of the presentation of this review paper are to understand the relationship between agricultural practices and the concentration of nitrate nitrogen in groundwater and to suggest further informations for the rational management methods to reduce the leaching of nitrate nitrogen in soil.

#### 緒 言

土壤에 사용된 肥料와 家畜糞尿 中の 窒素는 작물에 따라 차이가 있으나 일부는 植物의 代謝를 통하여 體構成物質 合成에 이용되지만 일부는 植物에

흡수되지 못하고 土壤에 蓄積하거나 혹은 토양으로부터 溶脫이 된다<sup>1)</sup>. 土壤表層에 있는 질소는 降雨時 流去水에 의하여 水系에 유입되면 富營養化를 誘發할 수 있고<sup>2)</sup>, 心土層에 있는 질소는 土壤水와 함께 용탈되어 地下水에 유입될 가능성이 높다<sup>3)</sup>. 飲用水의

\* 農業技術研究所 農化學科

\*\* 서울大學校 農業生命科學大學 農化學科

Div. of Agricultural Chemistry, Agricultural Sciences Institute, RDA.  
College of Agri. and Life Sciences, Seoul National University

窒酸態窒素 濃度가 一定水準 이상일 경우 그것은 人畜에 대하여 피해를 誘發할 수 있다. 특히 汚染된 地下水의 水質回復은 불가능하기 때문에 水質을 깨끗하게 유지하기 위하여서는 地下水 汚染을 예방하는 것이 最善의 방법이라 할 수 있다.

나라에 따라 차이는 있으나 外國의 경우는 水資源으로서 地下水 사용량의 비율이 높으며 國內에서도 최근 表面水의 汚染에 대한 각종 報道<sup>4,5,6,7)</sup>의 결과로 飲用水로서 表面水 보다 地下水에 대한 選好度가 높아지고 있는 추세이다. 따라서 토양 내에서 窒酸態窒素의 행동에 대한 理解와 溶脫에 의한 地下水 汚染을 줄일 수 있는 方法을 摸索하는 것은 매우 중요한 일 이라할 수 있다.

### 農業環境에서 窒素의 分布와 行動

窒素는 食物이 생육하는데 있어서 必須의으로 요구되는 성분이다. 대기 중에서 질소는 78%로서 가장 많은 량을 차지하고 있으나 食物에 직접적으로 이용될 수는 없으며 대부분 생물학적 또는 화학적 질소 고정 등에 의한 간접적인 경로를 통하여 이용된다. 農耕地에 流入되는 窒素는 대부분 人爲的인 方法에 의한 것이며, Klassen<sup>8)</sup>은 美國의 農業環境에서 耕地에 유입되는 것을 窒素源別로 表 1. 과 같이 分類하였다.

美國의 경우 1990년 기준으로 全體 耕作地 134

Table 1. Classification of nitrogen sources in agricultural environment

Crop land(134 mill. ha)		
Nitrogen Sources	mill.ton N/yr	%
Fertilizer-N	11.0	26.6
Waste-N	9.7	23.5
Soil-N	9.0	21.8
Biologically fixed-N	8.0	19.4
Atmosphere-N	3.2	7.7
Irrigation-N	0.4	1.0
Total	41.3	100

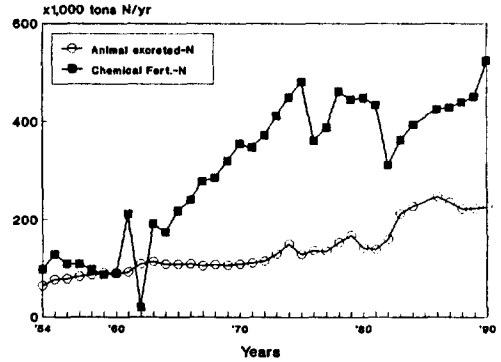


Figure 1. Yearly change in the amounts of nitrogen fertilizer consumption and excreted nitrogen by animal waste

백만 ha 에 流入되는 窒素量은 年間 41.3 백만톤이다. 窒素源別로 分類하면 窒素質肥料을 통한 流入量이 11.0 백만톤/년 으로 全體窒素 유입량의 26.6% 이고, 家畜糞尿를 포함한 각종 廢棄物에 의한 窒素流入量은 9.7 백만톤/년 으로 全體窒素 유입량의 23.5% 로서 窒素肥料과 廢棄物에 의한 窒素流入量이 전체의 50.1 % 를 차지하고 있어서 農業環境에 미치는 窒素質肥料과 家畜糞尿 중 질소의 영향은 매우 크다고 할 수 있다.

그림 1은 國內에서 1954年 부터 '90년까지 窒素質肥料 消費量과 家畜이 배설하는 糞尿중에 함유된 窒素量<sup>13,14)</sup>을 비교한 것이다.

'60年代 중반부터 窒素肥料 사용량은 증가되기 시작하여, '90年度에는 窒素 成分量으로 523,469 톤/년 이 耕地에 施用되었으며, 家畜(소, 돼지, 닭) 糞尿로 배설된 窒素量은 224,806 톤/년에 達한다. 이들 肥料과 糞尿로 배설된 질소가 國內 全體耕地에 均等하게 施用되었다고 假定할 때 354.8 kg N/ha에 해당되는 량으로 이것은 논에서의 窒素肥料 推薦量인 110 kg N/ha 와 多肥性 작물인 옥수수에서의 推薦量 200 kg N/ha 를 기준으로할 때 각각 3.22, 1.77배 가 되는 量이다.

토양에 施用된 窒素肥料는 全量이 植物에 이용되는 것이 아니며 作物種類와 肥料施用 시기 그리고

토양조건에 따라 차이가 있으나 식물에 의하여 吸收되는 것은 일반적으로 사용된 窒素의 50% 이하이다. 그리고 8-23%는 土壤에 있는 有機物과 결합되어 복합체를 형성하거나 혹은 토양 微生物에 의하여 不動化에 되어 有機態窒素로 존재하게 된다. 이러한 질소는 시간이 經過됨에 따라 토양에서 無機化되는 것이므로 N-pool로 작용하게 된다. 施用窒素의 2-18%는 土壤反應에 따라 揮散 또는 脫窒에 의하여 대기 중으로 이동하는데 植物營養의인 측면에서는 損失되는 것으로 看做할 수 있으나 降雨時에 다시 토양으로 유입될 수 있는 질소이다. 그러나 施用窒素의 2-8%는 NO<sub>3</sub>-N로 酸化되어 土壤水의 하향이동시에 心土層으로 이동되고 결국 地下水에 도달할 潛在性을 갖게된다. 地下水에 도달한 NO<sub>3</sub>-N는 地下水의 汚染源으로 작용하게되며 다른 측면에서는 사용된 비료가 식물에 이용되지 못하므로 經濟的 損失을 招來하게 된다.

NO<sub>3</sub>-N는 陰電荷를 갖는 이온으로서 동일한 電荷를 갖는 土壤膠質 입자와의 사이에서 전기적인 척력에 작용한다. 비록 토양에 의하여 吸着이 된다해도 그것은 non-specific adsorption<sup>11,12)</sup>으로 結合力이 매우 약하기 때문에 토양 내에서 移動性이 크고 쉽게 溶脫될 수 있는 이온이다. 토양에서 NO<sub>3</sub>-N 移動은 물의 흐름이 있을 경우 수리전도도와 hydraulic gradient에 의하여 지배되는 convective transport 로 다량의 이온이 이동되므로 massive movement process 라고 한다. 그리고 土壤溶液 중에 溶質(NO<sub>3</sub>-N) 농도의 不均一한 분포 때문에 일어나는 diffusion과, 물의 이동 뿐만 아니라 농도의 균형을 이루기 위하여 일어나는 dispersion 등으로 설명되어지는데 主된 NO<sub>3</sub>-N 이동은 convective transport 에 의하여 이루어 진다.<sup>13,14,15,16,17,18).</sup>

**水資源으로서의 地下水와 窒素態窒素**

地下水란 땅속에 존재하는 물을 概括的으로 의미하지만 地質學的인 地下水의 분류는 不透水層의 有無와 위치에 따라 크게 2 가지로 구분할 수 있다.

먼저 상부에 不透水層을 갖지않는 領域의 물을 淺層, 또는 自由地下水라 하고 상부에 不透水層을 갖는 領域의 물을 被壓地下水(confined groundwater)로 분류한다. 淺層地下水 (shallow groundwater) 는 상부에 不透水層이 없기 때문에 地上部에 가하여지는 窒素肥料나 家畜糞尿에 의하여 수질이 영향을 받기 쉬우며 被壓地下水는 상부에 不透水層이 있어서 地上部의 변화요인에 대한 영향은 적으나 不透水層의 상태에 따라 淺層地下水의 유입으로 影響을 받을수 있다.

外國과 國內의 地下水 사용량 (表 2) 을 비교하여 볼때 國內의 경우 年間 水資源 總量은 약 1,200억 톤에 達하지만 실제 사용되는 물량은 248억톤/년 (90년) 이며 이중에 地下水 使用量은 16억톤으로 年間 물사용량의 6.5%에 해당되는 량이다<sup>19)</sup>. 日本의 경우 年間 물사용량은 1,000 억톤으로 이중 地下水 사용량은 200 억톤으로서 전체 물 사용량의 20.0% 에 달한다. 대만, 미국의 경우도 전체 물사용량에 대한 地下水 使用量은 20.0 - 22.0%로 地下水 사용량이 國內에 비하여 3배 이상에 달하고 있다 (表 2).

國內의 地下水 사용량을 外國의 경우처럼 전체 물사용량의 20% 水準으로 計上하였을 때 地下水 사용량은 16억톤/년에서 49.6억톤/년에 달할 것이고 이러한 地下水 사용량 증가는 近來에 국민들의 地下水에 대한 選好도가 증가하고 있는 추세가 이를 가능성있는 豫測으로 뒷받침하고 있다.

그러나 地下水는 모두 良質의 水資源이라고 할 수

**Table 2. Groundwater as water resource (unit: bill. m<sup>3</sup>)**

Nations	Total water use Groundwater (B/A)	
	(A)	(B)
Japan	100	20.0
Taiwan	19.1	4.2
U.S.A.	620.5	124.1
Korea	24.8	1.6
		(4.96)* <sup>1</sup>

\*<sup>1</sup>) Estimate for 20% of total water use as groundwater.

없으며 지하수도 生態構成 要素의 일부분이기 때문에 다른 環境의 변화에 대하여 의하여 그의 수질이 영향을 받을 수 있다.

地下水가 飲用水로 이용될 경우 NO<sub>3</sub>-N가 人畜에 미치는 영향<sup>24)</sup>은 크게 두가지 기작에 의하여 나타난다.

첫째로 體內에 吸收된 NO<sub>3</sub>-N는 gastrointestinal bacteria 에 의하여 還元되면 NO<sub>2</sub>-N 으로 되고<sup>25)</sup> NO<sub>2</sub>-N 는 다시 血液속에서 흡수되어 血液 중에 있는 hemoglobin 중 Fe<sup>++</sup>를 Fe<sup>+++</sup> 상태로 酸化시키면 hemoglobin은 methemoglobin 으로 변형된다. Methemoglobin은 酸素와 결합할 능력을 잃어버린 化合物이기 때문에 체내 각 조직에 酸素를 공급할 수 없게 된다. 이를 Methemoglobinemia, Cyanosis 혹은 靑色症으로 알려진 Blue baby syndrom이라 하는데 이러한 병은 체내에 methemoglobin을 hemoglobin으로 還元하는 methemoglobin reductase의 활성이 부족한 幼兒에게 많이 나타나는 것으로 報告되어 있으며<sup>22)</sup> 국내에서도 NO<sub>3</sub>-N이 汚染된 地下水에 의하여 靑色症이 발생한 예가 報告된바 있다.<sup>23)</sup> 成人에 있어서도 methemoglobin의 水準이 50%를 초과하면 被害가 나타날 수 있다<sup>24)</sup>. 둘째로 體內에 흡수된 NO<sub>3</sub>-N이 Bacterial reduction (pH : 4-7)에 의하여 NO<sub>2</sub>-N으로 還元되고 NO<sub>2</sub>-N은 위에서 (pH : 1-3) NO로 변형된다. NO는 식품중 蛋白質이 요리될 때 생성된 amine 物質과 反應하여 nitrosamine이라는 물질로 되는데 이물질은 發癌物質로서<sup>25)</sup> 알려져 있다.

따라서 各國에서는 飲用水로 이용되는 물 중에 NO

3-N 농도를 規制하기 위하여 最大許容濃度를 設定 運用하고 있다. 美國에서는 1962년 10.0mg NO<sub>3</sub>-N/l<sup>26)</sup>, EC 에서는 1980년 Maximun admissible level 11.3mg NO<sub>3</sub>-N/l 와 Guide level 을 5.6mg NO<sub>3</sub>-N/l 로 規程<sup>31)</sup>하고 있으며, 국내에서는 1992年 保健社會 部領 744 호, 飲用水의 水質基準등에 關한 規則에서 10.0 mg NO<sub>3</sub>-N/l 를 설정하였다.

### NO<sub>3</sub>-N 溶脫과 農業環境要因

#### 1) 土性, 肥料시용량 및 家畜밀도

토양에서 NO<sub>3</sub>-N 下向移動에 의한 地下水 유입은 環境要因과 밀접한 관계가 있는데 Olson<sup>28)</sup>은 Nebraska 지역의 480個 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도와 環境要因간의 관계를 조사 결과를 報告(表 3)하였다. 自然的 環境要因 중 토양에서 물의 이동에 가장 크게 關係하는 粘土含量은 地下水 NO<sub>3</sub>-N 농도와 負(-)의 相關關係가 있다. 이는 粘土含量이 많을수록 土壤의 투수성이 낮아지고 따라서 convective transport 에 의한 NO<sub>3</sub>-N 의 溶脫이 감소되어 地下水에 미치는 영향이 적기 때문이다.

Kolenbrander<sup>29)</sup> 도 토양의 粘土含量別 NO<sub>3</sub>-N 溶脫量 관계 조사 (그림 2)에서 모래함량이 많을수록 NO<sub>3</sub>-N 溶脫量은 증가되고 粘土含量이 많을수록 NO

Table 3. Relationship between NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration of groundwater and environmental factors

Environmental factors	r value
Clay content	-0.49**
Fertilizer application rate	0.29**
Animal density	0.18*
Well depth	-0.28**
Water pH	-0.23**

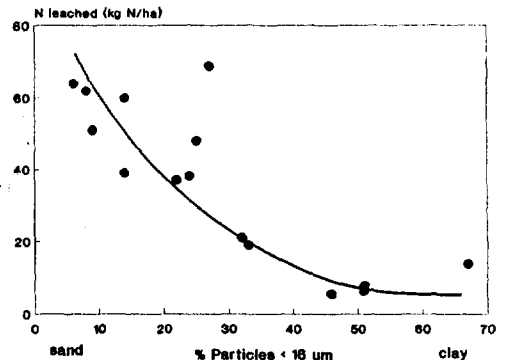


Figure 2. Relationship between the clay content of soil and nitrogen leaching losses

$_3\text{-N}$ 은 減少되는 결과를 보고하였는데 粘土含量이 40% 이상 土壤 (clay, silty clay, sandt clay)에서는  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫量 감소율이 거의 일정한 경향을 보이고 있다.

肥料 사용량과 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度 간에는 施用量이 증가할수록 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도가 증가되는 傾向을 보임으로서 비료가 長期間 過施用될 때에는 地下水質에 영향을 미칠 수 있음을 나타내고 있다. 위의 두 要因 즉 粘土含量과 窒素施用量 그리고 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도 간의 관계로 부터 推定해볼 때 토양의 粘土含量은 토양특성을 결정짓는 自然的 環境要因이기 때문에 조절되기는 어려우나 窒素施用量은 외부에서 人爲的으로 결정되는 요인이므로 調節이 가능하다. 따라서 地下水에  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도의 증가를 방지하기 위한 방법으로 既存의 grain yield 뿐만 아니라 토양의 物理的特性 즉 粘土含量, 透水係數 등의 要因도 포함한 窒素肥料 推薦量 決定을 통하여 식물에 이용되지 못하고 토양에 殘存되는 질소량을 줄임으로써  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫을 감소할 수 있는 栽培의인 방법이 필요하다고 생각된다.

單位面積當 家畜密度와 지하수  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度 간에는 正(+)의 相關이 있다. 이는 가축이 攝取한 사료 중 질소의 20% 정도 만이 代謝를 통하여 體構成에 이용되고 나머지 80% 정도는 糞尿를 통하여 배설된다<sup>30,31)</sup> 一定 面積當 가축두수가 많다는 것은 糞尿를 통하여 토양에 流入되는 질소의 負荷量이 많다는 것을 나타내며 따라서 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도에 影響을 미치는 정도가 크다고 할 수 있다. 한편 地下水 중에  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃도와 pH 간에는 負(-)의 相關이 있는데 이는 토양에서 窒酸化作用에 의하여  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  이  $\text{NO}_3\text{-N}$ 으로 변형되는 과정에서 1mole의  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  당 2mole의  $\text{H}^+$  이온이 生成되므로 토양에  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃도가 높을수록  $\text{H}^+$ 의 증가로 토양 pH는 낮아진다.

2) 降雨 및 植生

토양으로 부터  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 下向移動은 주로 土壤水分의 hydraulic gradient 形成에 따른 convective tra-

nsport에 의하여 進行되므로 土壤水分 이동량에 직접적으로 영향을 미치는 降雨量은  $\text{NO}_3\text{-N}$  용탈에 가장 크게 關與하는 要因이라 할 수 있다. 일반적으로 토양으로 부터 養分の 溶脫은 지상부에서의 蒸發散量에 비하여 降雨량이 많을때 심하게 일어나며 降雨량이 많을수록 토양으로 부터 溶脫되는 물의 量도 많고 따라서  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫은 降雨量에 따라 正(+)의 相關 ( $r=0.89$ )을 갖고서 溶脫 ( $\text{NO}_3$ , 4.1 cm 移動/cm 降雨量) 된다<sup>32)</sup>. 그러나 降雨時期와 지상부 植生 상태에 따라  $\text{NO}_3\text{-N}$  용탈은 다른 結果를 보일 수 있다.

Table 4. Seasonal patterns of the rainfall amounts and nitrogen leaching losses from soil

Months	Rainfall(mm)	N leached (kg N/ha)
Sep.-Fed.	132	12
	209	28
	310	50
	mean	217
Mar.-Aug.	205	2
	361	7
	594	16
	mean	387

Strum<sup>33)</sup>은 年中 食생이 不良하거나 또는 지상부 식물의 物質同化 能力이 낮은 非生育期 (9-2월)와 地上部 生育이 왕성하여 토양으로 부터 養分吸收 및 物質同化力이 양호한 生育期 (3-8월)에 降雨量과 동기 동안의  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫量 (表 4)을 調査 比較하였다. 강우량을 볼때 非生育期 동안에는 평균 217mm 였고 生育期에는 387mm로써 非生育期에 비하여 生育期の 강우량이 1.78배 가 많았다. 그러나 溶脫된  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 非生育期에 30.0kg N/ha 였으나 生育期에는 8.3kg N/ha로서 降雨量이 적었던 非生育期 동안의  $\text{NO}_3\text{-N}$  용탈량이 生育期에 비하여 3.6배가 증가한 것이다. 이처럼 降雨量이 많았던 生育期 동안의  $\text{NO}_3\text{-N}$  용탈량이 적었던 것은 식생이 良好한 시기에 토양으로 부터 식물에 의한  $\text{NO}_3\text{-N}$  吸收量이 많았기

때문이지만 非生育期 동안에는 식물에 흡수되지 못하고 토양에 殘存된 질소가 溶脫되기 때문이다<sup>39)</sup>.

地上部 식물에 의한 土壤 중 NO<sub>3</sub>-N의 흡수는 溶脫量을 줄이는 방법이 될 뿐만아니라 식물에 의한 窒素效率 增加와 연관되는 것으로서 植生狀態에 따른 질소비료 施用量 및 施用時期 결정과 NO<sub>3</sub>-N 溶脫 豫測을 통하여 식물의 생육기간이 지난 후에 토양에 殘存되는 窒素量을 최소화하여야 한다.

**Table 5. Leaching losses of nitrate-N from upland soil with and without intercropping**

Treatment	Nitrogen Leached(kg N/ha)			
without Intercropping(A)	55	73	86	44
with Intercropping(B)	11	26	39	24
(A-B)/A(%)	80 <sup>(40)</sup>	64 <sup>(41)</sup>	55 <sup>(42)</sup>	45 <sup>(43)</sup>

植生이 NO<sub>3</sub>-N 溶脫防止에 미치는 영향은 間作에서도 나타나는데 Stauffer<sup>35)</sup>, Furrer<sup>36)</sup>, Jürbens-Gschwind<sup>37)</sup>, Henin<sup>38)</sup> 등은 間作을 실시함으로써 NO<sub>3</sub>-N 용탈이 평균 61%가 감소되는 결과를 報告 (表 5) 하였다. 토양에서 질소는 土壤條件, 氣象狀態 등에 따라 사용된 지점으로 부터 垂直, 水平的 空間變異를 갖기 때문에 植物根圈 外部에 질소가 분포할 수 있다. 間作은 이러한 식물뿌리에 접근되지 못하고 溶脫될 수 있는 窒素를 吸收除去함으로 지하수에 NO<sub>3</sub>-N 負荷를 줄이는 결과를 가져오게 된다.

**3) 家畜糞사용**

家畜飼育 과정에서 발생된 糞尿는 環境汚染源을 줄이고 廢資源의 再活用 차원에서 농지에 還元되고 있으나 이들 家畜糞尿가 土壤과 地下水에 미치는 영향에 대한 검토를 根幹으로 安定된 施用方法과 施用基準을 設定함으로서 環境汚染에 미치는 영향을 줄일 수 있다. 表 1.의 農業環境 內 窒素源別 유입량 분류에서 나타난 것처럼 窒素肥料 다음으로 토양에

유입되는 양이 많은 廢棄物형태의 질소는 家畜이 排泄하는 糞尿 중에 질소를 포함하는 것으로 家畜 糞尿에는 代謝과정에서 體構成에 이용되지 못한 窒素가 함유되어 배설된다. 飼育방법에 따라 차이가 있으나 이들 糞尿 중 窒素含量은 소, 돼지, 닭의 경우 각각 0.45, 0.7, 1.0% 이다<sup>39)</sup>. 尿를 통하여 배설되는 窒素는 68-85%가 urea 형태의 無機態질소이며<sup>40)</sup>, 糞을 통하여 排泄되는 窒素는 蛋白質 구성성분인 amine, free amino acid 형태가 주를 이루고 그 중 90% 이상이 有機態窒素이다. 따라서 糞尿가 사용되었을때 이들에 함유되어 있는 질소의 土壤 중 행동은 다른 樣相을 보인다.

糞을 토양에 처리하는 方法은 일반적으로 醱酵, 堆肥化하여 施用하는데 家畜糞을 醱酵하면 糞 중의 C/N 율에 따라 腐熟정도가 달라지며 이때 糞 중에 일부 有機態窒素는 無機化되어지나 全 窒素 함량에는 큰 변화가 없다<sup>41)</sup>. 糞이 토양에 사용되어지면 분 중에 有機態窒素는 토양 중 ammonifying bacteria에 의하여 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N으로 되고 이것은 다시 好氣的 酸化상태에서는 Chemoautotrophic nitrifying bacteria 에 의하여 NO<sub>3</sub>-N으로 변형된다.

고형물인 家畜糞을 사용하였을 때 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 미치는 영향은 여러가지 環境條件에 따라 다른 樣相을 보일 수 있으나 Weil<sup>42)</sup> 등이 報告한 자료에 의하면 家畜糞이 사용 (25 - 29 ton/ha/yr) 된 土壤隣近의 지하수 중에 NO<sub>3</sub>-N 농도는 사용되지 않은 지역에 비하여 1.7배가 높은 것을 볼 수 있다 (表 6).

家畜糞 施用, 無施用 각각 8개 지역별로 地下水位와 地下水의 깊이 등은 차이가 있으나 이들 지역 地下水의 NO<sub>3</sub>-N의 濃度는 26.78, 15.27mg NO<sub>3</sub>-N/l로서 家畜糞을 사용한 지역에서 11.51mg NO<sub>3</sub>-N/l가 높은 결과를 보임을 알 수 있다.

施用된 家畜糞量 25-29 ton/ha/yr은 국내에서 소, 돼지, 닭에 의하여 발생되는 糞量 24.7 mill.ton/yr을 全 耕作地 (2,108 천 ha)에 均等施用 한다고 가정하였을때 家畜糞 施用량 11.8 ton/ha/yr에 비하여 2배에 해당되는 많은양이므로 국내의 경우는 토양에

Table 6. Effects of animal manure application on nitrate concentration of shallow groundwater

No. of Well	Height of water table	Depth of well	Conc. of NO <sub>3</sub> -N
	m		(mg N/l)
		With animal manure	
8	1.89 - 3.50	4.42 - 6.60	0.35 - 34.14
mean	2.70	5.51	26.78
		Without animal manure	
8	2.18 - 4.54	5.98 - 7.50	9.38 - 22.25
mean	3.36	6.74	15.27

\*Manure application rate: 25 - 29 ton/ha/yr

過負荷되는 것이 아니라고 할 수 있다. 그러나 農家에서 발생된 厩肥는 全 耕作地에 均等하게 施用되는 것이 아니라 농가소유 또는 일부 지역의 耕作地에 偏重되어 施用될 수 있으므로 지역에 따라 家畜糞의 過負荷 문제가 야기될 수 있다. 결국 토양의 物理的 濾過機能과 化學的 吸着, 固定 기능 그리고 分解 등에 의한 生物學的 自淨作用이 저해되어 토양과 식물계 간의 物質循環에 의하여 吸收 또는 除去되지 못한 過剩의 NO<sub>3</sub>-N은 토양에 蓄積되며 최종적으로 地下水에 영향을 미칠 수 있는 潛在性<sup>43)</sup>을 갖게된다.

厩肥를 토양에 施用하였을 때에도 溶脫되는 NO<sub>3</sub>-N 量이 施用되지 않은 토양에 比하여 많은데, Vetter<sup>44)</sup> 등은 固形物 含量이 5% 이하인 slurry 를 ha 당 30, 60, 90 톤 (窒素量 基準 : 180, 360, 540 kg N/ha)을 施用하였을때 토양으로 부터 溶脫되는 질소량은 施用되지 않은 區에 比하여 각각 1.4, 2.5, 2.9배 增加하는 결과를 報告하였다 (그림.3).

위의 결과로 부터 家畜糞尿를 토양에 過量 施用하였을때 窒素溶脫量 증가에 영향을 미칠 수 있음을 推定할 수 있다.

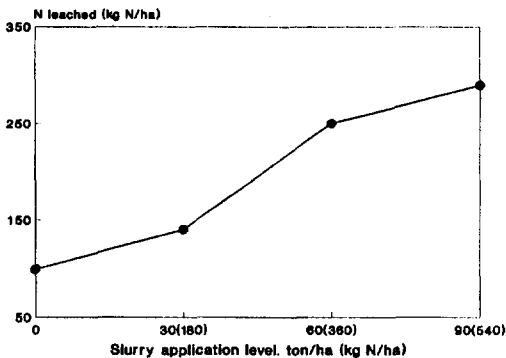


Figure 3. Effect of animal slurry application on the nitrate nitrogen leaching loss

#### 4) 耕耘

耕耘은 農業活動 중에서 人爲的인 방법으로 토양의 構造를 變化시키는 것으로 이러한 耕耘의 실시는 토양의 物理的인 특성에 變化를 가져올 뿐 아니라 化學的, 生物學的인 變化의 원인이 되기도 한다. 表土와 心土의 反轉으로 표토층 有機物의 物理적 파괴와 그에 따른 土壤微生物 접촉의 증가 그리고 通氣性的 개선으로 酸化상태가 발달되어 好氣的 微生物에 의한 有機物 分解가 촉진된다. 이러한 有機物 分解의 결과는 토양 全 窒素의 95% 이상을 차지하고 있는 有機態窒素의 無機化를 가속하여 토양 중 NO<sub>3</sub>-N의 濃度를 높게하는 원인이 되는데 Thomas<sup>45)</sup> 등은 silty loam 토양에서 작물을 재배하지 않고, 窒素시

**Table 7. Nitrate concentration in a depth of 90cm soil with and without conventional tillage (ppm)**

Month	Without N fert.		With N fert.	
	Tillage	No-tillage	Tillage	No-tillage
May	56	25	119	91
June	60	35	157	175
July	88	18	185	147
Sep.	73	15	147	49
Dec.	90	22	319	88
Apr.	46	6	76	11
Mean	68.8	20.2	167.2	93.5

**Table 8. Effect of conventional tillage practice on nitrogen leaching loss (kg N/ha)**

Month	No-tillage	Conventional tillage
Jan.	11	8
Feb.	1	1
Mar.	10	14
Apr.	4	7
May	3	8
June	6	18
Total	35	56

용과 耕耘이 토양 중 (깊이 90 cm) NO<sub>3</sub>-N 농도의 月別 변화에 미치는 영향(表 7)을 조사 報告하였다. 窒素를 사용하지 않고 耕耘하였을때 토양 깊이 90 cm 깊이에서의 NO<sub>3</sub>-N 평균 농도가 68.8 ppm으로 無耕耘區의 20.2 ppm에 비하여 3.4배가 증가하고, 질소를 施用하였을때도 耕耘區에서 167.2 ppm, 無耕耘區에서 93.5 ppm으로 NO<sub>3</sub>-N 농도가 1.78 배 증가하여 耕耘이 토양 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 直接的으로 영향을 미치고 있음을 시사하였다. 그리고 질소를 사용하면서 耕耘하였을때 토양 깊이 90cm에서의 NO<sub>3</sub>-N 濃度는 無耕耘區에 비하여 2.43배가 증가하는 結果를 보임으로서 窒素사용시 耕耘이 토양 중 NO<sub>3</sub>-

N 농도의 增加原因이 되어짐을 報告하였다.

耕耘에 따른 토양 중 NO<sub>3</sub>-N 농도의 증가는 降雨時 토양수와 함께 심토층으로 용탈될 潜在性을 갖는 NO<sub>3</sub>-N의 증가를 나타내며, Tyler<sup>46)</sup> 등은 옥수수를 栽培 하면서 질소비료를 164 kg/ha 사용하고 耕耘시에 용탈되는 질소량을 1월 부터 6월까지 조사한 보고(表 8)에서 無耕耘區의 累積 질소용탈량 35kg N/ha에 비하여 耕耘時에 窒素溶脫量은 56kg N/ha으로 1.6 배가 증가함으로서 耕耘이 토양으로 부터 용탈되는 NO<sub>3</sub>-N 량에 영향을 미치고 있음을 시사하였다.

**5) 耕地종류별 NO<sub>3</sub>-N 溶脫量 比較**

앞에서 이미 言及한 것처럼 耕地에서 自然的인 環境要因 (氣象, 地形, 土性)을 제외하고 人爲的 環境요인에 의한 NO<sub>3</sub>-N 용탈은 주로 植生과 窒素시용량 등에 의하여 좌우되는데 이 중 地上部의 植生은 NO<sub>3</sub>-N의 溶脫防止에 크게 작용하는 요인이라 할 수 있으며 이러한 植生의 차이는 耕地 利用目的과 方法에 따라 크게 달라질 수 있다.

Remy<sup>47)</sup>, Willems<sup>48)</sup> 등은 耕地종류별 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도를 조사 報告하였다(表 9). 비교적 외부로 부터 窒素流入이 적은 山林地와 自然耕地 그리고 가축을 放牧하지 않는 刈取利用 초지에서의 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N은 대략 2.0 ppm 이하의 낮은 농도분포를 나타내고 있다. 그러나 가축이 放牧되어 家畜糞尿가



지상부에 배설되는 草地<sup>49)</sup>에서는 0.9 - 4.52 ppm, 그리고 集約的으로 이용되는 耕地와 도시근교 耕地에서는 최고농도가 각각 29.37, 33.88 ppm 으로 集約農業地와 도시근교 경지의 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도가 다른 경지에서의 NO<sub>3</sub>-N 濃度에 비하여 매우 높음을 나타내고 있다. 따라서 우리나라 처럼 좁은 單位耕地 내에서 生産量을 최대화하기 위한 集約的의 경지이용의 경우 都市近郊의 비닐하우스 施設栽培地에서의 지하수 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 대한 實態調査가 필요하다고 생각된다.

Table 9. Nitrate-N Concentration of groundwater under different type of land utilization

Land utilizations	Concentration of nitrogen (ppm NO <sub>3</sub> -N)
Forest	0 - 1.81
Natural land	0.45 - 0.90
Meadow	0.45 - 0.68
Grazed grassland	0.90 - 4.52
Intensive cropping	3.39 - 29.37
Partly urbanized land	4.52 - 33.88

토양으로 부터 溶脫되는 窒素量도 경지에 따라 다르게 되는데 Dressel<sup>50)</sup> 등은 sandy loam 토양에서 窒素肥料 0, 160kg/ha 施用조건에서 작물이 재배되지 않은 裸地와 施設園藝地, 牧草地, 그리고 일반 경작지에서의 窒素 용탈량을 조사 보고 (그림 4)하였다. 窒素肥料 施用량에 관계없이 耕地種類 중 작물이 재배되지 않은 裸地에서의 질소 용탈량이 가장 높았는데 동일수준의 窒素施用량과 토양조건 하에서 裸地는 식생이 없으므로 有機窒素가 無機化되어 NO<sub>3</sub>-N으로 變形되었을 때 NO<sub>3</sub>-N 의 식물에 의한 吸收除去量을 기대할 수 없으므로 無機化作用에 의하여 생성된 NO<sub>3</sub>-N은 모두 溶脫될 潛在性을 갖게되며 따라서 토양으로 부터 용탈되는 질소량은 作物재배지보다 裸地에서 증가하게 된다.

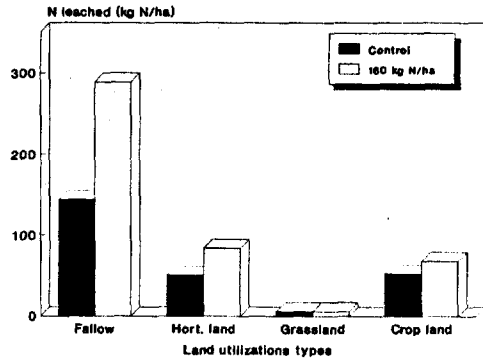


Figure 4. Nitrogen leaching losses under different land utilization conditions

裸地와는 반대로 다른 耕地에 비하여 地上部の 식생이 稠密할 뿐아니라 토양 被服度가 90% 이상으로 裸地가 거의 없는 植生狀態를 갖는 초지에서 NO<sub>3</sub>-N 溶脫量은 6kg N/ha으로 다른 경지에 비하여 극히 적은 수준의 窒素 용탈량을 나타내고 있다. 이것은 일반 경작지에서는 作物個體 間に 養分, 水分 및 光에 대한 相互競合 때문에 栽植밀도를 두드러 生育時期에 따라 지상부에 부분적으로 裸地가 형성될 뿐아니라 지하의 뿌리분포도 稠密하지 못하다. 그러나 草地에서는 지상부 뿐아니라 지하부의 뿌리 密度에 있어서도 一般耕作地에 비하여 稠密하므로 토양 중에 NO<sub>3</sub>-N와의 接觸 가능성이 높아지며 따라서 목초에 의한 NO<sub>3</sub>-N의 吸收量이 증가하기 때문이다.

6) 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 濃度の 年차간 변화

地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도는 土壤母岩<sup>51)</sup>과 不透水層의 理化學的 特性에 따라 근본적으로 영향을 받지만 이러한 자연적인 環境要因들은 制御가 불가능한 요인들이므로 이들이 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 미치는 영향은 外部로 부터의 調節이 곤란하다. 그러나 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 영향을 미치는 人爲的인 要因들 즉 肥料와 家畜糞 施用량, 作付體係, 耕地利用 방법 등이 지하수 중 NO<sub>3</sub>-N 농도에 미치는 영향은 이들 인위적 요인들이 土壤에 NO<sub>3</sub>-N 생성을 誘發하고 오랜동안에 걸쳐 蓄積된 NO<sub>3</sub>-N 는 토양으로

부터 용탈되어 地下水에 유입되기 때문에 地下水質을 汚染하게 된다. 따라서 토양의 透水係數, 不透水層의 특성과 지하수위 깊이에 따라 地域別 차이는 있을 수 있으나, 토양에  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 蓄積과 土壤水分 이동에 따른 용탈을 통한  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 地下水 유입은 오랜기간이 經過한 후에 나타나는 결과이며 일단 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도가 許容水準을 초과하였을 때는 이미 장시간에 걸쳐 토양에 垂直的으로 蓄積된  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도의 영향을 받는 것으로 短期間에 걸친 水質 回復은 어렵다.

국내에서는 장기간에 걸친 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도 변화에 대한 調査가 없었고 최근에 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$ 에 대한 문제가 提起되면서 이에 대하여 環境關聯 분야에서 관심의 대상이 되고 있다. 미국의 경우<sup>52)</sup> Iowa 州 서부지역에 있는 Public Water Supply의 地下水 (alluvial aquifer) 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度を 1930 年代 후반부터 monitoring한 結果는 그림.5 와 같다. '70年代 중반까지는  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃도가 飲用水로서의 Maximum admissible level 인 10 ppm 이하였으나 '70年代 중반 부터 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도가 증가하는 현상을 나타내고 있다. 日本의 경우<sup>53)</sup> 靜岡縣에 있는 지하 90m의 地下水와 埼玉縣 에 있는 지하 150m의 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도 (그림 6)는 모두 '80년대 초반까지는 10ppm 이하였으나 '80年代 중반 부터 10

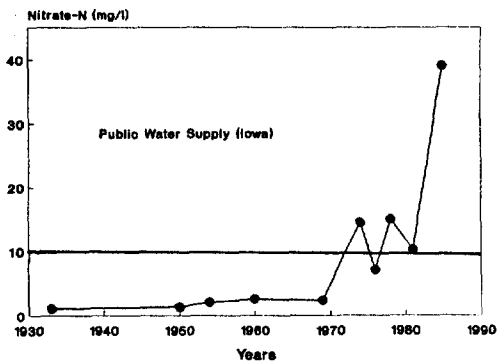


Figure 5. Yearly changes in nitrate-N concentration of groundwater in the region of Western Iowa State

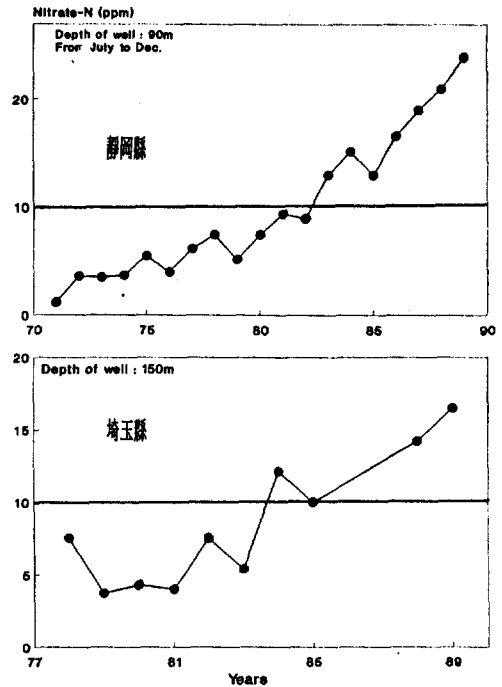


Figure 6. Yearly changes in nitrate-N concentration of groundwater in Japan

ppm을 超過하기 시작하여 연속적으로 增加하는 傾向을 보이고 있다.

### 밭 土壤에 시용된 窒素비료의 行動 조사연구

施用된 질소의 土壤 중 용탈과 작물생육 후 土壤 殘存 질소의 分率을 조사하여 밭 토양에서 효율적인 窒素管理와 토양 窒素蓄積 및 용탈을 줄이기 위한 방법에 대한 기본자료를 얻고자 lysimeter 試驗을 수행하였다. 토양에서의 物質移動을 위한 研究方法으로는 (1) 圃場에서 깊이별 土壤試料를 採取, 分析하여 物質의 垂直分布를 調査하는 Field soil sampling 方法, (2) 土壤斷面 깊이별 수분을 채취하여 物質移動 정도를 추정하는 Porous ceramic cup 方法, (3) 토양 깊이별로 試掘孔을 설치하여 이동된 物質의 농도를 조사하는 Borehole 方法과, (4) Tile drainage

方法<sup>54)</sup> 등이 있으나 이들 방법으로는 이동된 物質의 濃度는 조사할 수는 있으나 全體 이동된 物質의 量은 알 수가 없다. lysimeter 방법<sup>55)</sup>은 移動되는 物質의 濃도 뿐만 아니라 전체 이동된 物質의 量을 조사할 수 있는 方法 중의 하나이다.

試驗에 이용된 lysimeter의 構成은 그림 7과 같으며 용탈수는 포트하단에 부착된 流出管을 통하여 수기에 포집되도록 하였고 용탈수량과 NO<sub>3</sub>-N 濃度를 조사하였다. 토양은 우리나라 밭 土壤 중 土性 비율이 많은 砂壤土를 이용하였고 작물로는 禾本科牧草를 혼파, 栽培하였다[orchardgrass (*Dactylis glomerata*), tall fescue (*Festuca arundinacea*), Kentucky bluegrass (*Poa pratensis*)]. 처리로는 窒素無施用 裸地區를 두었고 牧草栽培地는 窒素水準을 尿素로서 0, 7, 14, 21, 28, 35 kg N/10a 사용하면서 窒素行動을 조사하였다.

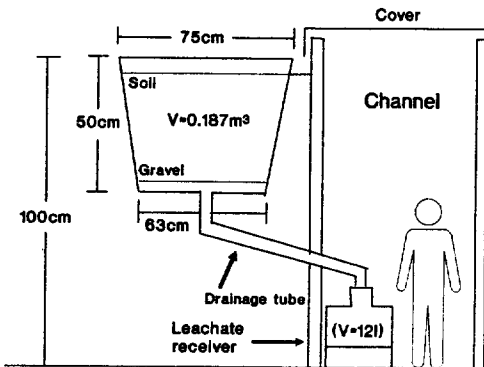


Figure 7. Schematic diagram of lysimeter

Lysimeter 로 부터 나오는 溶脫水 中에 NO<sub>3</sub>-N 濃도의 變化는 그림 8과 같다. 전 調査期間 동안 처리별 溶脫水 中 NO<sub>3</sub>-N 濃도로 볼때 牧草를 栽培 하면서 窒素肥料가 施用된 處理區에 비하여 질소가 사용되지 않은 裸地區에서의 NO<sub>3</sub>-N 濃도가 높은 결과를 보였다. 특히 降雨量이 많았던 6月末 부터 7月末 사이에는 裸地區에서 lysimeter로 부터 나온 溶脫水量이 다른 처리구에 비하여 많았을 뿐만 아니라 溶脫水 中에 NO<sub>3</sub>-N 濃도가 높아서 窒素溶脫量이

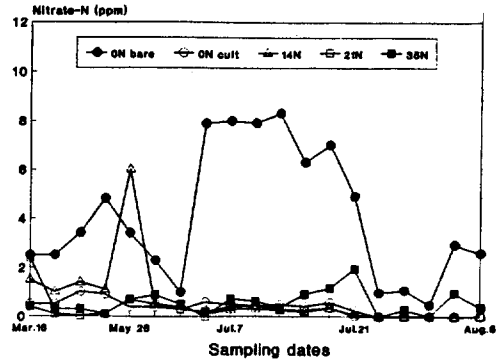


Figure 8. Concentration of nitrate nitrogen of leachate

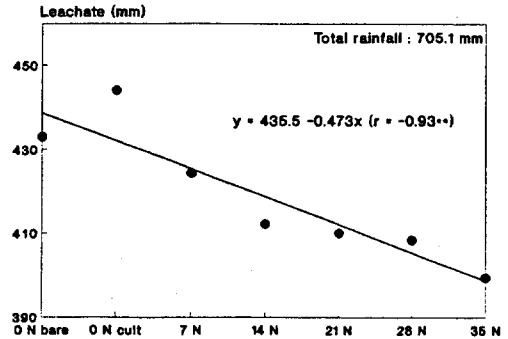


Figure 9. Relationship between the application rates of nitrogen fertilizer and the amounts of leachate

가장 많은 결과를 나타내었다. 反面 牧草栽培區에서 용탈수량은 전체적으로 裸地에서의 용탈수량에 비하여 적었고 窒素施用 수준이 증가함에 따라 溶脫水量은 감소되는 傾向 (그림 9)이었다.

이것은 Remy<sup>47)</sup>, Willems<sup>48)</sup> 報告한 바와 같이 耕地에 작물을 재배하지 않고 裸地로 방치시 溶脫水量과 질소 溶脫量이 증가한다는 것과 一致하는 결과였다. 본 시험에서는 裸地의 경우 地上部 植生이 없기 때문에 식물에 의한 水分吸收와 증산을 통한 물의 이동 그리고 뿌리에 의한 水力 보유량이 없으므로 강우시 유입된 물은 全部 토양을 通過하여 하층으로 이동되고 이때 無機化되어 NO<sub>3</sub>-N 로 변형된

窒素는 물과 함께 용탈되기 때문에 다른 處理區에 비하여 窒素 溶脫量이 증가한 것으로 생각된다. 그러나 牧草가 栽培된 처리구에서는 질소를 시용함에 따라 地上部 植生이 왕성하고 뿌리의 발달이 양호하게 되고 따라서 施用된 질소의 回收率과 물 흡수량이 높을 뿐 아니라 뿌리에 의한 保水力도 증가하기 때문에 窒素施用量 증가에 따라 溶脫水量 감소의 결과 (그림 9)가 나타난 것이다.

各 처리별 溶脫水量과 용탈수 중에  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도를 根據로 토양으로 부터 溶脫된 질소량을 算出한 結果는 그림 10과 같다.

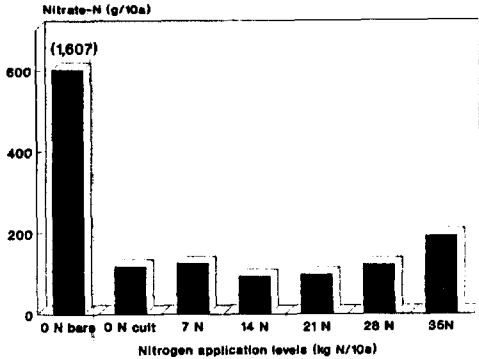


Figure 10. Leaching losses of nitrate nitrogen from soil

溶脫水量과 용탈수 중에  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도가 높았던 裸地區에서 질소용탈량은 1,607g N/10a 로써 다른 處理區에 비하여 越等히 증가한 結果를 보였다. 질소 시용구에서는 窒素溶脫量이 200g N/10a 내외였으며 窒素施用量에 따른 窒素용탈량 변화에는 統計的 有意性은 認定되지 않았으며 35kg N/10a 區에서의 窒素溶脫量이 다른 處理구에 비하여 다소 높았다.

窒素肥料가 사용되었으나 시용수준 간에 溶脫된 질소량 차이가 적은것은 牧草에 의한 窒素吸收量과 토양에 殘存된 窒素量으로 해석될 수 있다. 牧草에 의한 질소흡수량은 토양으로 부터의 窒素回收率과 關連하여 施用된 (input) 질소의 乾物生産 (output)에 대한 反應 結果로 나타나지만 토양에 殘存된 窒素는

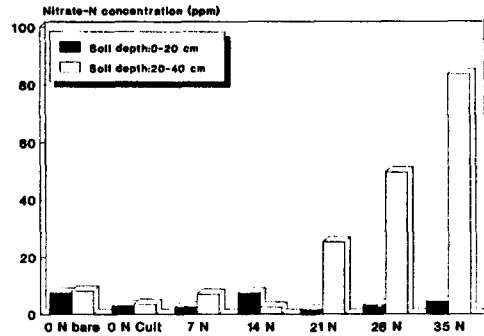


Figure 11. Nitrogen concentration of soil after experiment

식물생육이 끝난 후 이므로 다음 해의 殘存效果로 나타날 수 있으나 오히려 다음 作物栽培 전까지는 손실될 潛在性을 갖는 窒素分率이다.

따라서 시험 후 根圈 밑으로 이동되어 蓄積된 窒素量을 줄이는 것이 질소의 效率을 높일 수 있는 방법임과 동시에 溶脫될 潛在性을 갖는 窒素量을 輕減할 수 있는 對策이다.

試驗後 各 處理에서 토양깊이별  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도를 분석한 結果는 그림 11과 같다. 토양깊이 0-20cm 에서  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度는 全 處理에서 10 ppm 내외로 處理 간에 차이없이 낮은 편이었으며, 20-40cm에서도 裸地를 포함한 질소시용 수준 14kg N/10a 까지는  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도의 窒素施用량에 따른 增加는 나타나지 않았다. 그러나 窒素施用 수준 21kg N/10a 구에서는 窒素施用量이 증가함에 따라 토양 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度가 증가되어 35kg N/10a 구에서는 84 ppm에 達하여 窒素施用 水準이 많을수록 토양에 殘存된 질소량이 증가하여 蓄積되는 結果를 보였다. 이처럼 根圈 이하에 殘存하는 질소는 溶脫될 潛在性을 갖게되며<sup>55,56)</sup>  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 溶脫은 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도 증가와 連 結되므로 토양에 殘存되는 질소량을 最小化<sup>57,58)</sup> 하는 것이 窒素效率을 증가하고 環境汚染源을 줄이는 最善策이라 할 수 있다.

위의 試驗에서 窒素施用량과 식물에 의한 窒素回收率 結果로 부터 밭 토양(砂壤土)에 窒素肥料를 시 용하였을때 溶脫 또는 토양에 殘存되는 窒素分率을

추정할 수 있는 多重回歸式을 얻었다.

-Proportion of nitrogen leached from soil (%)

$$= 15.92 - [0.913 \times N \text{ (kg N/10a)}^*] - 0.273 \times N\text{-recovery} \text{ (}\% \text{)**}$$

-Proportion of nitrogen remained in soil after harvest (%)

$$- 92.44 + [0.018 \times N \text{ (kg N/10a)}^*] - 0.897 \times N\text{-recovery} \text{ (}\% \text{)**}$$

\*) Application rate of nitrogen fertilizer (kg N/10 a)

\*\*\*) Amount of N absorbed on fertilized plot - Amount of N absorbed on control plot / Amount of N applied (kg N/10a)

### 窒酸化作用 억제제

窒酸化作用 억제劑는 토양에서 진행되는 질소의 形態變化 과정 중 NH<sub>4</sub>-N 가 NO<sub>3</sub>-N로 變化되는 단계를 制御하여 토양에 NO<sub>3</sub>-N 생성을 줄이는 것이다. 窒酸化作用 억제劑는 數種이 개발되어 제품화되어 있으며 Nitrapyrin (2-chloro-6-trimethyl)-pyrin, as N-serve<sup>59)</sup>, DCD (dicyandiamide)<sup>60)</sup>, DCD + Urea (as Super-N)<sup>61)</sup>, Guanidine sulfate<sup>62)</sup> 등이 그 예이다. 이들 窒酸化作用 억제劑의 작용기작은 토양 중에 無機化되어 나온 또는 肥料로 사용된 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N을 NO<sub>2</sub>-N으로 酸化하는 窒酸化性 細菌인 Nitrosomonas의

Table 10. The effect of dicyandiamide(DCD) on inhibition of nitrate formation in soil with application of ammonium sulfate

Treatment	(ppm)			
	NH <sub>4</sub> -N		NO <sub>3</sub> -N	
DCD + ( <sup>15</sup> NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	75	55	10	33
( <sup>15</sup> NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1	1	89	92

활성을 沮害<sup>63,64)</sup> 하는 것으로 NO<sub>2</sub>-N 生成抑制는 다음 단계에서의 NO<sub>3</sub>-N 생성을 위한 氣質인 NO<sub>2</sub>-N 공급 遮斷으로 NO<sub>3</sub>-N 생성을 억제하는 것이다.

Obenhuber<sup>65)</sup> 는 유안 [(<sup>15</sup>NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>]을 사용시 NO<sub>3</sub>-N 생성에 미치는 窒酸化作用 억제제의 효과를 檢討하기 위한 調査(表 10)에서 DCD 를 처리하지 않고 유안을 사용하였을 때 NH<sub>4</sub>-N 농도는 1ppm 수준에 達하지만 NO<sub>3</sub>-N 농도는 현저히 증가하며, DCD를 처리하였을 때는 逆으로 NH<sub>4</sub>-N 농도가 顯著히 증가함으로써 NO<sub>3</sub>-N 생성억제에 미치는 DCD 의 효과를 報告한 바 있고, 그리고 尹, 등<sup>73)</sup> 은 豚糞에 DCD를 처리함으로써 無機化 과정에서 NO<sub>3</sub>-N의 생성량이 감소되는 結果를 보고하였다. 이러한 窒酸化作用 억제劑는 최근 질소비료의 效率를 증진하기 위한 目的뿐 아니라 NO<sub>3</sub>-N 생성을 줄임으로서 NO<sub>3</sub>-N 溶脫에 의한 地下水 汚染을 방지하기 위한 방법과 토양으로부터 NO<sub>3</sub>-N 溶脫防止<sup>67)</sup> 및 이미 汚染된 地下水 중 NO<sub>3</sub>-N 농도를 輕減하기 위한 연구가 관심의 대상이 되고있다.

### 結 言

窒素는 식물이 생육하는데 있어서 必須的으로 요구되는 성분으로 모든 작물이 栽培時 일정량을 사용하여야 目標로 하는 生産量을 얻을 수 있다. 따라서 農業活動에 있어서 窒素肥料 施用量은 收量增加와 직접적으로 연결되기 때문에 오랜기간 동안 사용되어온 農業資材이다. 또한 農家에서 발생하는 家畜糞은 土壤改良 효과 뿐 아니라 糞 중에 有用성분의 肥料代替 효과가 크기 때문에 活用價値가 높은 有機資源으로 발생량이 많아짐에 따라 토양에 還元되는 家畜糞量도 증가하고 있다.

이처럼 農業生産性を 높이기 위한 수단으로 사용된 질소는 長期間에 걸쳐 토양에 유입됨으로 토양 중에 NO<sub>3</sub>-N의 蓄積을 惹起하고 축적된 NO<sub>3</sub>-N은 土壤水와 함께 心土層으로 용탈되어 地下水에 유입될 潛在性을 갖게되며 地下水에 유입된 NO<sub>3</sub>-N은 지하수질을 汚染시키게 된다.

地下水는 飲用水 外에 農業, 工業用水 등 유용한 水資源으로서 개발이 점진적으로 증가하여 그 사용량이 앞으로 더욱 늘어날 추세이며, 최근 産業이 발달함에 따라 各種 廢水의 발생량 증가로 表面水 汚染에 대한 우려가 높아지고 있는 바 飲用水로서의 地下水 이용에 대한 選好도가 증가하고 있는 실정이다.

地下水 중에  $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 人畜에 직접적으로 영향 (Methemoglobinemia, 일명 청색증, 과 Carcinogenesis) 을 미칠 수 있는 성분으로서 우리나라 (1992年 保健社會部령 제 744호, 飲用水의 水質基準 등에 關한 規則)를 포함한 FAO, EC 등 여러 국가에서는 飲用水로서의 地下水 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도기준을 設定하여 規制하고 있다. 이러한 地下水에  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 汚染은 다른 環境汚染 문제와는 달리 地下水가 땅속 깊은 곳에 位置하여 있어서 水質의 復舊가 불가능하므로  $\text{NO}_3\text{-N}$  汚染의 事前防止 밖에는 다른 방법이 없다는 것이 特徵이다.

地下水에  $\text{NO}_3\text{-N}$  유입은 産業, 生活廢棄物 등 모든 環境汚染源 발생지에서 일어날 수 있지만 農業分野에서는 窒素비료와 家畜糞尿 중에 질소가 영향을 미칠 수 있는 source 로 작용할 수 있다.  $\text{NO}_3\text{-N}$  의 토양 중 移動과 溶脫은 첫째로 土性, 토양의 透水係數, 降雨量, 地形 등 自然的인 환경요인에 의하여 영향을 받는데 이들 環境要因은 쉽게 調節될 수 없는 것들이다. 그러나 토양의 水分移動과 밀접한 관계를 갖는 土성과 透水係數 등은 지역별로 相異한 特性을 갖게되므로  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫과 관련하여 地域別 農耕地에서 이들 特性의 精密한 基本자료는 窒素肥料 사용량 등 2 次的인 環境인자들을 적용하는데 있어서 중요하게 사용될 수 있는 要因이라 할 수 있다. 이러한 自然的인 環境인자 외에 토양에서  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫과 관련하여 인위적으로 調節될 수 있는 것들은 窒素肥料 사용량, 家畜糞尿 사용량, 施用時期, 作付體系, 耕地利用方法 등이다. 이들의 효율적인 調節과 組合을 통한 그리고 토양의 物理的 特性을 고려한 窒素管理로 작물 栽培 後 토양에 殘存되어 溶脫될 潛在性을 갖을 수 있는 질소량을 最小化하여  $\text{NO}_3\text{-N}$

의 溶脫을 줄이는 방법이 강구되어야 한다.

한편 土壤에  $\text{NO}_3\text{-N}$  농도를 줄이기 위한 方法으로 外國에서 開發, 使用되고 있는 窒酸化作用 抑制劑의 效率인 利用방법과 施用時 발생가능 문제에 대한 신중한 검토를 통하여  $\text{NO}_3\text{-N}$  溶脫을 줄이는 方法도 考慮할 만한 사항이라고 생각된다. 또한 토양에서 窒素肥料나 家畜糞尿 등 질소원의 溶脫이동과 이들을 追跡할 수 있는 Indicator 개발에 관한 연구로  $\text{NO}_3\text{-N}$ 에 의하여 汚染된 지하수의 精確한 汚染源 逆追跡과 이를 통한 汚染物 유입의 차단 그리고 窒素循環係에서의 窒素行動에 관한 연구로 窒素肥料 혹은 家畜糞尿 사용지에서  $\text{NO}_3\text{-N}$  移動豫測을 통하여 토양 중  $\text{NO}_3\text{-N}$  蓄積과 溶脫을 줄이는 研究와 措置가 水資源의 보호차원에서 필요할 것으로 생각된다.

## 引用文獻

1. Roth, G.W., and Fox, R.H. (1990). Soil nitrate accumulations following nitrogen fertilized corn in Pennsylvania. *J. Environ. Qual.* 19, 243-248.
2. Hollen, B.F. Owens, J.R., and Sewell, J.I. (1992). Water quality in a stream receiving dairy feedlot effluent. *J. Environ. Qual.* 11, 5-9.
3. Exner, M.E., Burbach, M.E., Watts, D.G., Shearman, R.C., and Spalding, R.F. (1991). Deep nitrate movement in the unsaturated zone of a simulated urban lawn. *J. Environ. Qual.* 20, 658-662.
4. 중앙일보, 1991년 9월 12일
5. 매일경제신문, 1992년 7월 9일
6. 조선일보, 1993년 5월 28일
7. 경인일보, 1993년 6월 23일
8. Klassen, P. (1990). Groundwater nitrate: agronomy or nature. *Farm Chemicals.* 8-10.
9. 농림수산 통계년보, (1991). 농림수산부.
10. 농림수산부, 국립종축원, (1992). 일본의 가축배설물 처리리용에 관한 연구방향. 外國의 축산폐수 처리대책 (해외출장 귀국보고서). p 173.

11. Hingston, F.J., Posner, A.M., and Quirk, J.P. (1972). Anion adsorption by goethite and gibbsite. I. The role of proton in determining adsorption envelopes. *J. Soil Sci.* 23, 277-292.
12. Mott, C.J.B. (1981). Anion and ligand exchange. In *The chemistry of soil processes*. p 179-219. Wiley., New York.
13. Hillel, D. (1980). *Fundamentals of soil physics*. Academic press., New York.
14. Nielson, D.R., Biggar, J.W., and Wierenga, P.J. (1982). Nitrogen transport processes in soil. In *Nitrogen in agricultural soils*. p. 423-448. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin.
15. Rowell, D.L., Martin, M.W., and Nye, P.H. (1967). The measurement and mechanism of ion diffusion in soils. *J. Soil Sci.* 18, 204-222.
16. Nielson, D.R., and Biggar, J.W. (1963). Miscible displacement. 4. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 27, 10-13.
17. Passioura, J.B., and Rose, D.A. (1971). Hydrodynamic dispersion in aggregated media. 2. Effects of velocity and aggregate size. *Soil. Sci.* 111, 345-351.
18. Cho, J.M. (1971). Convective transport of ammonium with nitrification in soil. *Can. J. Soil Sci.* 51, 339-350.
10. 양재일. (1992). 지하수 이용의 미래기술. 지하수 심포지움. p.69-120. 지하수학회
20. Reneau, R.B., Berry, D.F., and Martens, D.C. (1990). Fate and transport of selected pollutants in soils. *International Symp. Environ. Pollut. Agric.* p.14-44.
21. Lewis, D. (1951). The metabolism of nitrate and nitrite in sheep. 2. Hydrogen donors in nitrate by rumen microorganisms in vitro. *Biochem. J.* 49, 149-150.
22. Ross, J.D. (1963). Deficient activity of DPNH-dependent methemoglobin diaphorase in cord blood erythrocytes. *Blood.* 21, 51-62.
23. 김남주. (1993). 뉴스피플 2권 25호. 서울신문사.
24. National Research Council. (1978). *Nitrate : An environmental assessment*. National Academy of Science., Washington, D.C.
25. Magee, P.N., and Barnes, J.M. (1967). Carcinogenic nitroso compounds. *Advan. Cancer.* 10, 163-246.
26. US Public Health Service. (1962). *Public Health Service drinking water standards*. U.S.P.H.S. 956.
27. European Economic Community. (1980) Council directive on the quality of water for human consumption. Official J.23, 80/778. EEC 229, 11-29.
28. Olson, R.A. (1985). Nitrogen problem. p.115-137. In *Proceedings : Plant nutrients use and the environment*. Kansas city. The Fertilizer Institute. Washington, D.C.
29. Kolenbrander, G.J. (1981). Leaching of nitrogen in agriculture. In *Nitrogen losses and surface run-off*. (ed. Brogan, J.C.) Nijhoff. p.199-216.
30. Steele, K.W. (1987). Nitrogen loss from managed grassland. In *The Ecosystem in the World*. 17B.
31. Jarvis, S.C., Sherwood, M., and Steenvoorden, J.C. (1987). Nitrogen losses from animal manure from grazed pastures and from applied slurry. In *Animal manure on grassland and fodder crops*. (ed. Meer, H.G. et al).
32. Dancer, W.S. (1975). Leaching losses of ammonium and nitrate in reclamation of sand spoils in corn well. *J. Environ. Qual.* 4, 499-504.
33. Strum, H. (1987). Umweltprobleme bei Stickstoffdungung? Stickstoff darf nicht ins Grundwasser. *Sonderh. DLZ. Nr.* 2, 1-6.
34. Liang, B.C., Remillard, M., and MacKenzie, A.F. (1991). Influence of fertilizer, irrigation, and

- non-growing season precipitation on soil nitrate-nitrogen under corn. *J. Environ. Qual.* 20, 123-128.
35. Stauffer, W., and Furrer, O.J. (1991). Gewässerbelastung durch Düngung und Bewirtschaftung. Forschungsanstalt für Agrikultur Chemie und Umwelthygiene. *Landwirtsch. Jb. Schweiz* 95, 406-414.
  36. Furrer, O.J., and Stauffer, W. (1986). Stickstoff in der Landwirtschaft. Sonderheft Gas-Wasser-Abwasser. 66(7), 460-472.
  37. Jürgens-Gschwind, S., and Jung, J. (1977). Ergebnisse von Lysimeter Untersuchungen in der Großanlage Linburgerhof. *BASF-Mitt. Landbau.* H. 3, 1-177.
  38. Henin, S. (1984). Evolution de la nitrification dans la nature. Présence des nitrates dans les eaux. 21 CEA Member Meeting, Zürich.
  39. Van Dijk, T.A., and Strum, H. (1983). Fertilizer value of animal manure on the continent. *The Fertilizer Soc. of London.*
  40. Doak, B.W. (1952). Some chemical changes in the nitrogenous constituents of urine when voided on pasture. *J. Agric. Sci.* 42, 161-171.
  41. 서정윤. (1988). 폐기물의 퇴비화과정 중 물질변화. 2. 질소화합물 변화. *한국 환경농학회지*. 제7권 2호 p.146-152.
  42. Weil, R.R., Weilsmler, R.A., and Turner, R.S. (1990). Nitrate contamination of groundwater under irrigated coastal plain soils. *J. Environ. Qual.* 19, 441-448.
  43. Watts, D.G., Hergert, G.W., and Nichols, J.T. (1991). Nitrogen leaching losses from irrigated orchardgrass on sandy soils. *J. Environ. Qual.* 20, 355-362.
  44. Vetter, H., and Steffens, G. (1983). Stickstoffausstrag aus vorbeigend organisch gedüngten Flächen, insbesondere mit Gülle. In : *Nitrat-ein Problem für unsere Trinkwasser Versorgung? Arbeiten der DLG.* 177, 121-133.
  45. Thomas, G.W., Blevins, R.L., Phillips, R.E., and McMahon, M.A. (1973). Effects of a killed sod mulch on nitrate and corn yield. *Agron. J.* 65, 736-739.
  46. Tyler, D.D., and Thomas, G.W. (1977). Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional and no-tillage corn. *J. Environ. Qual.* 6, 63-66.
  47. Remy, J.C. (1985). Quelques éléments pour une amélioration de la question des fertilisants. In *Winteringham, F.P.W. Environment and Chemicals in Agriculture. Proc. of Symp. Dublin.*
  48. Willems, W.J. (1987). The environmental protection policy in the Netherlands towards agricultural impacts on soil and groundwater. *European Conf. Impact of Groundwater on Water Resources.*
  49. Ryden, J.C., Bill, P.R., and Garwood, E.A. (1984). Nitrogen leaching from grassland. *Nature.* 311, 50-54.
  50. Dressel, J., and Jung, J. (1984). Nährstoffverlagerung in einem Sand Boden in Abhängigkeit von der Bepflanzung und Stickstoffdüngung. *Landwirtschaft Forschung.* 36, Sonderheft 40, 363-372.
  51. Marrett, D.J., Khattak, R.A., Elseewi, A.A., and Page, A.L. (1990). Elevated nitrate levels in soils of the eastern Mojave deserts. *J. Environ. Qual.* 19, 658-663.
  52. Hallberg, G.R., Libra, R.D., Long, K., and Splinter, R. (1987). Pesticides, groundwater, and rural drink-water quality in Iowa. In *Pesticide and Groundwater. The Freshwater Foundation and The USEPA.* p. 83-104.
  53. 이선훈, 永井 茂. (1992). Groundwater pollution



- and well management in Japan. 한국지하수학회지 2, 70-85.
54. Steenvoorden, J., Fonck, H., and Oosterom, H. P. (1986). Losses of nitrogen from intensive grassland systems by leaching and runoff. In Nitrogen Fluxes in Intensive Grassland Systems. p.85-97.
  55. MacGregor, J.M., Blake, G.R., and Evans, S.D. (1974). Mineral nitrogen movement into subsoil following continued annual fertilization for corn. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38, 110-112.
  56. Timmons, D.R., and Dylla, A.S. (1981). Nitrogen leaching as influenced by nitrogen management and sulpemental irrigation level. J. Environ. Qual. 10, 421-426.
  57. Prince, W.H., and Neeteson, J.J. (1988). Current recommendations for nitrogen fertilization within the EEC in relation to nitrate leaching. Proceeding No.276. The Fertilizer Soc. The Netherlands.
  58. Johnston, E. (1987). Reduction nitrate pollution. Sci.Agric. and The Environment. p.8-9.
  59. Owens, L.B. (1987). Nitrate leaching losses from monolith lysimeters as influenced by Nitrapyrin. J. Environ. Qual. 16(1), 34-37.
  60. Guiraud, G., Marol, C., and Thibaud, M.C. (1988). Mineralization of nitrogen in the presence of a nitrification inhibitor. Soil Biol. Biochem. 21(1), 29-34.
  61. Farm Chemical. (1989). Improved solution cuts N losses. Fertilizer p.45-46.
  62. Zhang, Z., Nyborg, M., Warsley, K.M., and Gower, D.A. (1992). Guanidine sulfate : Slow release mineral nitrogen during incubation in soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 23(5&6), 413-439.
  63. Qwens, L.B. (1981). Effects of nitrapyrin on nitrate movement in soil columns. J. Environ. Qual. 10, 308-310.
  64. Guiraud, G., Marol, C., and Thibaud, M.C. (1989). Mineralization of nitrogen in the presence of a nitrification inhibitor. Soil Biol. Biochem. 21, 29-34.
  65. Obenhuber, D.C., and Lowrance, R. (1991). Reduction of nitrate in acquifer microcosms by carbon addition. J. Environ. Qual. 20, 255-258.
  66. 윤순강, 우기대, 유순호. (1993). Dicyandiamide 가 고형축산폐기물 중 무기화된 질소의 경시적 방출 및 억제에 미치는 영향. 한국 토양비료 학회지 26(1), 43-48.
  67. Karl, R., and Griffiths, B.S. (1987). Effects of carbon and nitrogen addition to soil upon leaching of nitrate, microbial predators and nitrogen uptake by plants. Plant and Soil. 102, 229-258.