

질소 동위원소비를 이용한 관행농업과 유기농업에서의 질산태

질소 오염원 구명

고한중* · 최홍림** · 김기연***

한국방송통신대학교*, 서울대학교 농생명공학부**, 아주대학교 예방의학과***

Investigation of Nitrate Contamination Sources Under the Conventional and Organic Agricultural Systems Using Nitrogen Isotope Ratios

H. J. Ko*, H. L. Choi** and K. Y. Kim***

Korea National Open University*, School of Agricultural Biotechnology, Seoul National University**, Preventive Medicine & Public Health, College of Medicine, Ajou University***

ABSTRACT

Nitrate contamination in water system is a critical environmental problem caused by excessive application of chemical fertilizer and concentration of livestock. In order to prevent further contamination, therefore, it is necessary to understand the origin of nitrate in nitrogen loading sources and manage the very source of contamination. The objective of this study was to examine the nitrate contamination sources in different agricultural system by using nitrogen isotope ratios. Groundwater and runoff water samples were collected on a monthly basis from February 2003 to November 2003 and analyzed for nitrogen isotopes. The nitrate concentrations of groundwater in livestock farming area were higher than those in conventional and organic farming area and exceeded the national drinking water standard of 10 mg N/ℓ. The $\delta^{15}\text{N}$ ranges of chemical fertilizer and animal manure were $-3.7\sim+2.3\%$ and $+12.5\sim+26.7\%$, respectively. The higher $\delta^{15}\text{N}$ of animal manure than those of chemical fertilizer reflected isotope fractionation and volatilization of ^{14}N . The different agricultural systems and corresponding average nitrate concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ values were: conventional farming, 5.47 mg/ℓ, 8.3%; organic farming, 5.88 mg/ℓ, 10.1%; crop-livestock farming, 12.5 mg/ℓ, 17.7%. These data indicated that whether conventional or organic agriculture effected groundwater and runoff water quality. In conclusions, relationship between nitrate concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ value could be used to make a distinction between nitrate derived from chemical fertilizer and from animal manure. Additional investigation is required to monitor long-term impact on water quality in accordance with agricultural systems.

(Key words : Nitrate, $\delta^{15}\text{N}$, Groundwater, Chemical fertilizer, Animal manure, Water quality)

I. 서 론

농경지에 시용된 화학비료, 농약 및 가축분뇨 등은 농업활동에서 발생하는 대표적인 비점

오염원(non-point source)으로 간주되고 있으며 (U.S. EPA, 1996), 산업활동과 같은 점오염원에 비하여 적은 부분을 차지하고 있지만 소규모로 널리 산재해 있어 수질오염과 같은 환경에 미

Corresponding author : H. J. Ko, Korea National Open University, Incheon 1132-17, Korea. E-mail : khjong333@hanmail.net

치는 영향은 간과할 수 없는 실정이다(이 및 배, 2002; 환경부, 2003). 특히, 토양에 사용된 비료와 가축분뇨 중의 질소가 작물에 이용되지 못하고 지하수로 유입되거나 유출수로 수계에 유입되어 부영양화(eutrophication)를 초래할 수 있는 오염 가능성이 높으며(Hollen 등, 1992; Parry, 1998; Krapac 등, 1998), 토지 이용형태에 따라 지하수와 유출수에서 질산태 질소(NO_3^-)의 오염이 널리 퍼져가고 있어(Spalding 및 Exner, 1993; Kolpin, 1997; Kellman 및 Hillarie-Marcel, 2003) 질산태 질소의 오염원 구명과 오염부하량 격감을 위한 관리방안이 필요하다.

과거 증산위주의 농업정책에 따른 과도한 합성 농자재의 투입과 상대적으로 좁은 면적에서 가축사육의 밀집화로 인한 다량의 가축분뇨 발생과 부적절한 관리 등으로 인해 농·축산업에서 유래되는 환경오염에 대한 관심과 규제가 강화되고 있는 추세이며, 이러한 문제의 대응으로 농업환경오염원을 격감시키면서 안전한 농축산물의 지속적 생산이 가능한 유기농업과 친환경 축산이 기존의 관행농업을 대체할 수 있는 중요한 대안책으로 제시되고 있다(Kirchmann 및 Thorvaldsson, 2000; Michelsen, 2001; Hermansen, 2003; 최병국, 2004).

유기농업/축산의 발달된 유럽 국가들이 농업의 지속력을 표방하는 유기농업 방식을 권장하고 직불제(direct payment) 등을 시행하는 이유는 안전한 유기농축산물 생산과 더불어 질산염이나 인산염에 대한 환경영향평가를 통해 기존 관행농업/축산보다 농업환경오염이 저감되었기 때문이다. 즉, 유기농업 및 친환경 축산으로 전환함에 따라 농가에서 발생하는 저 수익에 대한 보상이 아닌 친환경 농법으로 인한 불특정 다수인이 받는 환경보전적 기능 수행에 대한 보상이라 할 수 있다(손 및 한, 2000; Padel 등, 2002). 따라서 가축분뇨 등의 유기질 비료에 지나치게 의존하는 토착 유기농법이 과연 환경친화적이며, 질산염의 용탈이 관행농업보다 감소되는지에 대한 환경영향평가를 통해 영농방식에 따른 환경오염에 영향을 미칠 수 있는 오염원의 검증(identification)이 선행되어야

한다. 또한 이를 바탕으로 현장에서 실시되고 있는 농업방식에 대한 지속여부를 결정하거나, 문제점에 대한 기술적인 방안을 보완할 수 있는 자료를 제시하는 것이 필요하다. 그러나 기존의 주된 연구들이 토지이용에 따른 질산태 질소의 오염원 구명(Komor 및 Anderson, 1993; Yoo 등, 1999; Panno 등, 2001), 인근 수계(watershed)와 강에서 질산태 질소 오염의 점오염원과 비점오염원 기여도 산정(Aravena 등, 1993; Karr 등, 1999) 및 축산분뇨 농경지 살포에 의한 영양물질들이 유출(김 등, 1997)에 관한 내용들로 현재 농가단위에서 시행되고 있는 토착 유기농업과 영농방식이 다른 농업활동이 질산태 질소 오염에 어떠한 영향을 미치고 있는지에 대한 연구는 전무한 실정이다. 따라서 본 연구는 기존 관행농업, 토착 유기농업 및 경종-축산 복합 지역에서의 질산태 질소 농도 및 질소 동위원소비를 분석하여 농업 형태가 해당 지역의 지하수 및 유출수의 질산태 질소 오염에 미치는 영향을 조사하고자 수행되었다.

II. 재료 및 방법

1. 대상지역의 선정

본 연구의 대상지역은 Table 1에서 보는 바와 같이 농업형태에 따라 3가지로 구분할 수 있다. 각 지역의 특성을 살펴보면, 화학비료를 사용하여 수도작을 경영하는 기존 관행농업(conventional farming) 형태를 대표할 수 있는 수원시 소재 S농장을 선정하였다. S농장은 인근 주변 마을과 인접해 있어 지하수 내의 질산태 질소가 오염이 되었다면 오염원은 농경지에 살포된 화학비료와 생활하수의 유출에 의한 유입으로 추정할 수 있으며, 수도작 재배 후 겨울에는 휴한하는 작부체계를 적용하고 있었다. 관행농업과 대조지역으로 현재 경종농가 수준에서 시행되고 있는 토착 유기농업(organic farming) 지역은 논산과 정읍시에 위치한 시설재배와 수도작 포장을 대상으로 하였다. 논산 지역의 유기농 시설재배는 인근 관행농업 수도

Table 1. The descriptions of study site

Land-use type	Location	Potential sources	Description
Conventional farming area	Suweon	Urea	Paddy fields and housing development
Organic farming area	Nonsan	Urea, compost and liquid	Paddy fields and green house
	Jeongeup	fertilizer	Paddy fields
Crop-Livestock Complex area	Suweon	Urea and animal manure	Paddy fields, green house field and livestock

작 포장에 둘러싸여 있어 질산태 질소의 오염원은 유기농업에 사용된 축분액·퇴비와 관행농업에 사용된 화학비료로 생각할 수 있으며, 연중 수박을 3기작 재배하는 작부체계를 운영하고 있는 곳이다. 또한 정읍시에 위치한 유기농수도작 포장은 관행농업과 유기농업이 혼재해 있는 지역으로 질산태 질소의 오염원은 축산분뇨 액비와 화학비료로 간주할 수 있다. 또한 향후 유기축산에 대한 농업환경오염 저감 측면에서의 가능성을 평가하기 위해 경종-축산 복합농업(crop-livestock complex farming)에 해당되는 S목장을 연구 대상에 포함하였으며, 조사료 포장과 운동장을 구비하고 있어 화학비료와 가축분뇨가 동시에 지하수와 유출수의 수질에 영향을 미치고 있는 지역이다.

2. 화학비료 및 가축분뇨의 시료 채취

화학비료 및 가축분뇨 유래의 질소 동위원소 조성비를 분석하기 위해 관행농업에 사용되는 화학비료 및 유기농업에서 이용되고 있는 가축분뇨 발효 액·퇴비 시료를 각각 16점 및 12점씩 총 28점을 현장 조사 시 수집하였다.

3. 지하수 및 유출수의 시료 채취

연구 대상 지역의 지하수와 유출수의 채수는 2003년 2월부터 11월에 걸쳐 매월 1회 채수하여 총 80점의 시료를 수집하였다. 관행농업 지역인 S농장은 지속적인 관개수의 보충을 위해

상시 지하수 양수작업을 하고 있기 때문에 직접 용출되는 지하수를 채수하였으나 다른 지역의 지하수는 간헐적으로 가동하기 때문에 10~15분간의 양수 작업을 걸친 후 시료를 채수하였다. 유출수의 채수는 강우 후에 실시하였기 때문에 해당 지역에 따라 다소 시간적인 차이가 발생하였다.

4. 질산태 질소의 농도 및 $\delta^{15}\text{N}$ 측정

채취된 지하수와 유출수는 질소의 유출과 동위원소 분할을 방지하지 위해 4°C 이하 상태로 운반하여 즉시 분석하였으며 질소 동위원소 존재비($\delta^{15}\text{N}$)는 서울대학교 농업과학공동기기센터(NICEM)의 안정성 동위원소비 질량분석기(VG Optima IRMS, Micromass, UK)를 이용하여 분석하였다.

일반적으로 대기 중의 질소 동위원소는 ^{14}N 이 99.64%로 현저하게 많고 ^{15}N 은 0.36%로 극미량이나 자연적인 조건하에서는 $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ 비율이 271:1로 거의 일정하게 나타나게 된다. 질소의 반응과정에서 반응물에서 생성물로 전환되는 원소의 동위원소 존재비 차이가 적기 때문에 동위원소 농도는 백분율(%)이 아닌 천분율(‰)로 나타내며, 델타(δ)표시법을 적용하여 다음과 같이 표시하게 된다(Kreitler, 1975; Hauck 등, 1994).

$$\delta X_{(\text{sample})} = \left[\frac{(R_{(\text{sample})} - R_{(\text{standard})})}{R_{(\text{standard})}} \right] \times 1000 \quad (\text{식-1})$$

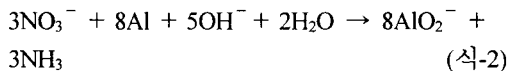
여기서, δX = 동위 원소 농도

$$R = {}^{15}\text{N} / {}^{14}\text{N} \text{ 비}$$

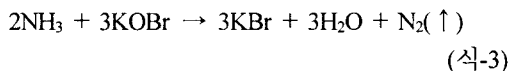
standard = 대기 중 질소

질산태 질소의 농도를 분석하기 위해 0.45 μm membrane filter로 필터링을 거친 시료를 이온 크로마토그램(DX-500, DIONEX, USA)을 이용하여 분석하였다. 질량분석기를 이용하여 시료 중의 질산태 질소 동위원소 존재비($\delta^{15}\text{N}$)를 분석하기 위해서는 증류(distillation)와 농축(concentration)에 의한 N_2 가스 발생이 필요한데 그 과정과 반응은 다음과 같다.

지하수의 이온분석결과 아질산성 질소 및 암모늄 질소가 소량이지만 검출되어 증류플라스크에 500ml 시료를 투입 후 sulfamic acid로 가열 분해하여 아질산성 질소를 제거하고, MgO로 pH를 상승시켜 증류하면서 암모늄 질소를 제거하였다. Devarda's alloy를 첨가하여 질산성 질소를 암모니아성 질소로 환원 증류한 후 1N 황산 흡수용액이 200ml가 될 때까지 증류시켰다(식-2).



일반적으로 지하수의 질산태 질소 농도가 낮기 때문에 적외선램프(infrared lamp)로 3-4ml까지 농축시키고, 농축이 끝난 시료는 Rittenberg 방법에 의해 고진공 조건에서 LiOBr과 산화되어 질소 가스를 발생하게 된다(Knowles 및 Blackburn, 1993)(식-3).



전술한 전처리 과정 후 질량분석기를 이용하여

여 질소 가스의 질량비 분석에 앞서 국제원자력기구에서 공인된 표준물질(IAEA-N2 및 IAEA-N3)을 이용하여 동위원소 검량식을 작성하였으며, 동일한 시료를 대상으로 3반복 분석한 결과 본 연구에 사용된 질량분석기의 정밀도와 재현성은 공히 0.5%로 나타났다.

III. 결과 및 고찰

1. 질산태 질소 오염원의 질량비

농경지에서 유래될 수 있는 질산태 질소의 오염원에 대한 질소 동위원소 질량비는 Table 2와 같이 분석되었다. 화학비료는 대기 중의 질소를 화학반응에 의해 생산하기 때문에 질소 동위원소비가 표준시료와 거의 유사하고 따라서 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 0에 근접한 분석치를 나타내게 된다. 본 연구에서 분석된 화학비료인 Urea와 복합비료의 $\delta^{15}\text{N}$ 값의 범위는 $-3.1 \sim -1.7\text{‰}$ 과 $-3.7 \sim +2.3\text{‰}$ 의 분포를 보이는 것으로 분석된 반면 가축분뇨는 동위원소 분할 효과에 의해 상대적으로 질량이 가벼운 ${}^{14}\text{N}$ 이 ${}^{15}\text{N}$ 보다 질소의 생물학적 반응에서 빠르게 이용되거나 암모니아 휘산에 의해 소실되기 때문에 최종적으로는 ${}^{15}\text{N}$ 이 농집되어 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 10% 이상의 값을 가지는 것으로 나타났다. 본 연구에서 조사 분석된 화학비료의 $\delta^{15}\text{N}$ 값의 범위는 $-3 \sim +2\text{‰}$ 로 다른 연구자들의 보고(Kreitler 등, 1978; Wassenaar, 1995; Choi 등, 2003)와 유사한 결과를 나타내고 있는 것으로 판단된다. 한편 가축분뇨의 경우에는 가축분뇨의 성상, 사양조건, 퇴비화 과정에서의 부숙정도에 의한 영향을 받아 연구자들에 따라 다소간의 차이가 있었고(Wassenaar, 1995; Yoo 등, 1999; 김경철, 2001), 본 연구에서도 이와 같은 경향을 확인할

Table 2. The $\delta^{15}\text{N}$ value of nitrate sources in agriculture

Sources	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$	Number of samples
Urea	$-3.1 \sim -1.7$	7
Compound Fertilizer	$-3.7 \sim +2.3$	9
Animal manure	$+12.5 \sim +26.7$	12

수 있었으나 전반적으로는 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 10‰ 이상으로 나타나 화학비료와는 극명한 차이가 있음을 알 수 있었다. 이처럼 농업에 이용되는 질소원에 따라 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 확연한 차이를 가지고 있기 때문에 질산태 질소로 오염된 수계 및 자연계에서의 질산태 질소의 기원을 구별하고, 오염원의 기여도를 해석하는데 유용하게 적용할 수 있을 것으로 사료된다.

2. 질산태 질소의 농도 변화

본 연구의 대상 지역에서 채취된 지하수 내의 질산태 질소 농도는 지하수의 채수 시기와 농업형태에 따라 심한 변이를 보이는 것은 물론 동일한 지역에서 채수된 지하수라 할지라도 경작상황에 따라 차이가 있는 것을 알 수 있었다(Fig. 1). 지역별 질산태 질소의 농도 범위를 살펴보면, 관행농업 지역에서는 4.1~13.28 mg/l, 시설재배 유기농업은 5.3~20.85 mg/l, 수도작 유기농업은 1.8~18.25 mg/l 및 경축 복합 지역은 8.81~28.21 mg/l로 나타났다. 기후조건에 덜 민감한 시설재배 유기농업지역에서의 질산태 질소 농도를 제외한 나머지 대상 지역의 질산태 질소 농도는 일반적으로 우기(wet season)인 4월~9월에 높은 농도를 나타내는 것으로 분석되었는데 이러한 원인은 토양 내에 존재하고 있던 질산태 질소가 토양입자에 흡착되지 않고 강우에 의해 물과 함께 토양 심층부로 이동하기 때문이다(Iqbal 및 Krothe, 1995). 특히, 경축 복합 지역의 지하수 내 질산태 질소 농도는 대부분 음용수 수질 허용기준인 10 mg/l 초과하는 것으로 나타났다.

각각의 대상 지역에서 유출된 유출수 내의 질산태 질소 농도 변화는 Fig. 2에서 보는 바와 같다. 관행농업의 경우 유출수의 질산태 질소 평균 농도가 6.94 mg/l로 지하수 내의 평균 농도인 8.32 mg/l 보다 낮았지만 농도 범위는 비슷한 것으로 조사되었다. 시설재배 및 수도작 유기농업 지역에서도 관행농업 지역과 비슷한 농도 분포를 보이는 것으로 분석되었다. 수도작 유기농업의 경우 일반적으로 벼를 이앙하기

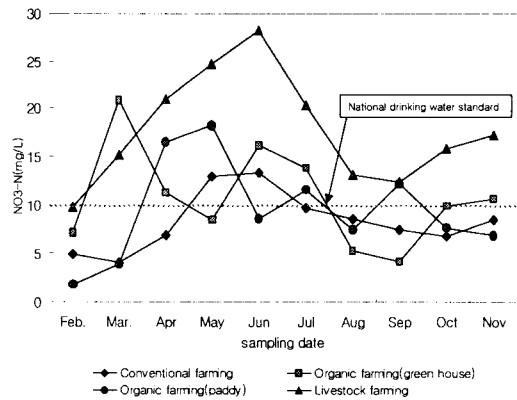


Fig. 1. The changes in NO₃-N concentration of groundwater.

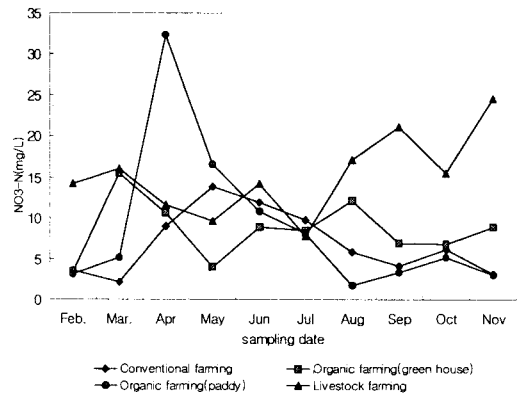


Fig. 2. The changes in NO₃-N concentration in runoff water.

전에 기축분뇨 발효 액비를 논 토양에 살포하게 되는데 살포량과 살포 방법은 농가의 실정에 따라 다르게 된다. 그러나 현재까지 논에서 액비를 살포하는데 효과적인 살포기계가 널리 보급되지 않아 포장 전체에 균질살포가 어려울 뿐만 아니라 액비의 성분을 고려하지 않고 농가의 경험을 위주로 한 살포량 결정으로 과다 사용된 액비가 강우 시 인근 하천으로 유출될 가능성이 높을 것으로 생각되며, 본 연구에서도 수도작 유기농업 지역에서 액비 살포 후 강우에 의한 유출수내 질산태 질소의 농도가 30 mg/l 이상으로 검출되었다. 따라서 친환경 경종-축산연계를 활성화시키기 위해서는 고품질

농산물 생산도 중요하게 고려되어야 하지만 이와 더불어 환경보전적 기능을 충실하게 이행할 수 있도록 최적 양분관리방안을 토대로 가축분뇨 재이용과 관련된 구체적인 관리지침이 마련되어야 할 것으로 사료된다.

3. 지하수 및 유출수에서 질산태 질소의 오염원

대상 지역에서 채수된 지하수의 질산태 질소 동위원소비는 오염물질에 따라 0.8~21.0%의 다양한 범위를 나타내는 것으로 분석되었다(Table 3). 관행 농업지역, 시설재배 유기농업지역, 수도작 유기농업지역 및 경축 복합 지역의 질소 동위원소비는 각각 1.2~10.8%, 0.8~0.31%, 1.86~18.25% 및 8.81~28.21%의 범위로 나타났다.

일반적으로 질소 동위원소비를 이용한 지하수 중의 질소 오염원을 구분하기 위해 Heaton (1986)과 Kormor 및 Anderson(1993)이 보고한 화학비료 유래의 $\delta^{15}\text{N}$ ($-4\sim+4\%$), 자연 토양 유기물 유래의 $\delta^{15}\text{N}$ ($+4\sim+8\%$), 생활하수 유래의 $\delta^{15}\text{N}$ ($+6\sim+10\%$), 가축분뇨 유래의 $\delta^{15}\text{N}$ ($+10\sim+22\%$)을 이용하고 있으나 본 연구에서는 농자재로 쓰이는 화학비료 및 가축분뇨에 의한 관행/유기농업의 환경영향평가에 주안점을 두었기 때문에 Wilson 등(1994)이 제시한 기준을 적용하여 각각의 지역에서 질산태 질소의 기원을 추정하였다(Table 3, 4). 관행 농업지역에서의 주된 질산태 질소의 오염 가능성은 농경지에 사용되고 있는 화학비료에 의한 것으로 추정되며 대부분 10 mg/ℓ 미만의 농도로 분석되었다. 그러나 농도가 10 mg/ℓ 이상이고 동위원소비가 10%에 근접한 시료도 검출되어 시간적 차이에 따라서 인접한 주거지역에서 발생하는 생활하수에 의한 영향도 함께 받는 것으로 나타났다. 관행 농업에서 유출되는 유출수의 질산태 질소 농도 또한 지하수의 농도와 비슷한 경향을 보이는 것으로 분석되었으며, 이러한 결과는 옥수수를 주로 재배하는 유역에서의 지표수 내의 질산태 질소 농도(Kohl 등, 1971)와 소규모 농업 유역에서의 하천수 중

질산태 질소의 농도(정 등, 1999)와 비슷한 수준이라 할 수 있다. 본 연구에서 관행 농업으로 대표된 S농장은 일반적인 수도재배 농가에 비해 비료 사용량이 적고 포장관리가 잘 되어 있어 지하수나 유출수 중의 질산태 질소의 농도가 다소 낮았던 것으로 생각된다.

시설재배 및 수도작 유기농업 지역에서는 월별에 따라 질산태 질소의 농도와 동위원소비가 달라짐을 알 수 있었는데, 3월에서 5월에 걸쳐 질산태 질소의 농도가 11.24~20.85 mg/ℓ, 동위원소비는 9.8~15.2%로 분석되어 가축분뇨에서 유래된 질산태 질소가 주된 오염원인 것으로 추정되며, 그 외에는 화학비료가 주된 원인인 것으로 판단된다. 이러한 현상은 일반적으로 가축분뇨 액·퇴비의 사용시기가 3월에서 5월에 집중되어 있다는 것과 연계시켜 볼 수 있으며, 다량의 가축분뇨를 지속적으로 연용하고 있는 현실을 감안한다면 향후 유기농업에 있어서 질산태 질소의 오염을 저감시키면서 토양 비옥도를 유지시키기 위한 토양 및 시비 관리 개선책이 필요할 것으로 사료된다.

경중-축산이 혼재하는 경축 복합 지역에서의 지하수 내 질산태 질소의 농도 및 동위원소비는 각각 8.81~28.21mg/ℓ 및 7.6~21.0%로 분석되어 대부분의 질산태 질소 오염원 기원이 가축분뇨에서 유래되고 있는 것으로 판단되며, 이러한 결과는 안 등(2001)이 보고한 농촌 축산 지역 지하수 수질환경 조사 결과와 비슷한 결과였다. 그러나 Gormly 및 Spalding(1979)과 Kreidler 및 Browning(1983)은 각각의 대상 지역 지하수 오염 연구에서 지하수 수질에 미치는 주요 요인이 가축분뇨보다는 농경지에 시비된 화학비료였다고 보고하여 본 연구 결과와는 상반된 결과를 보고하였다. 이러한 결과는 토양 특성, 지하수 수위, 기상조건 및 영농 형태의 차이에 기인한 것으로 우리나라와 같이 상대적으로 좁은 지역에서 집약적인 축사나 농경지가 밀집된 지역에서는 가축분뇨와 화학비료에 의한 질산태 질소의 오염 가능성이 더욱 심각할 것으로 사료된다.

이상의 결과를 종합해 보면, 농업형태에 따

Table 3. Nitrate contamination sources in groundwater

Land use type	Sample collection date	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$	$\text{NO}_3\text{-N}$	Estimated source
Conventional farming area	Feb.	4.0	4.90	Chemical fertilizer
	Mar.	1.2	4.12	Chemical fertilizer
	Apr.	3.2	6.91	Chemical fertilizer
	May	8.1	12.95	Uncertain
	Jun.	9.7	13.28	Uncertain
	Jul.	4.1	9.75	Chemical fertilizer
	Aug.	10.8	8.63	Uncertain
	Sep.	5.5	7.50	Uncertain
	Oct.	4.2	6.82	Chemical fertilizer
	Nov.	3.9	8.51	Chemical fertilizer
Organic farming area (green house)	Feb.	3.7	7.19	Chemical fertilizer
	Mar.	12.1	20.85	Animal manure
	Apr.	10.3	11.24	Animal manure
	May	5.9	8.52	Uncertain
	Jun.	0.8	16.20	Chemical fertilizer
	Jul.	10.31	13.81	Animal manure
	Aug.	5.8	5.30	Uncertain
	Sep.	5.7	4.19	Uncertain
	Oct.	2.3	9.89	Chemical fertilizer
Nov.	1.2	10.58	Chemical fertilizer	
Organic farming area (paddy)	Feb.	6.1	1.86	Uncertain
	Mar.	5.9	3.93	Uncertain
	Apr.	9.8	16.50	Animal manure
	May	15.2	18.25	Animal manure
	Jun.	9.4	8.54	Uncertain
	Jul.	3.5	11.52	Chemical fertilizer
	Aug.	2.1	7.47	Chemical fertilizer
	Sep.	1.5	12.25	Chemical fertilizer
	Oct.	2.9	7.68	Chemical fertilizer
	Nov.	3.1	6.94	Chemical fertilizer
Crop-Livestock complex farming area	Feb.	9.5	9.81	Uncertain
	Mar.	11.6	15.20	Animal manure
	Apr.	21.0	20.98	Animal manure
	May	7.67	24.66	Uncertain
	Jun.	15.2	28.21	Animal manure
	Jul.	11.9	20.31	Animal manure
	Aug.	13.2	13.12	Animal manure
	Sep.	13.4	12.42	Animal manure
	Oct.	11.2	15.82	Animal manure
	Nov.	10.8	17.25	Animal manure

라 지하수와 유출수의 질산태 질소 오염원이 상이함을 알 수 있었다. 즉, 관행농업이 주로 이루어지고 있는 농촌지역에서의 지하수나 유

출수는 화학비료 유래 질산태 질소 오염 가능성이 있으며, 화학비료를 대체하여 가축분뇨를 이용하고 있는 친환경 농업/유기농업 지역에

Table 4. Nitrate contamination sources in runoff water

Land use type	Sample collection date	$\delta^{15}\text{N}(\text{‰})$	$\text{NO}_3\text{-N}$	Estimated source
Conventional farming area	Feb.	4.8	3.61	Chemical fertilizer
	Mar.	4.2	2.25	Chemical fertilizer
	Apr.	3.6	8.95	Chemical fertilizer
	May	0.7	13.84	Chemical fertilizer
	Jun.	2.3	11.92	Chemical fertilizer
	Jul.	2.1	9.78	Chemical fertilizer
	Aug.	7.7	5.86	Uncertain
	Sep.	1.1	4.11	Chemical fertilizer
	Oct.	4.0	6.21	Chemical fertilizer
	Nov.	7.2	3.15	Uncertain
Organic farming area (green house)	Feb.	6.7	3.58	Uncertain
	Mar.	15.3	15.54	Animal manure
	Apr.	12.0	10.67	Animal manure
	May	7.8	3.97	Uncertain
	Jun.	1.5	8.97	Chemical fertilizer
	Jul.	0.5	8.45	Chemical fertilizer
	Aug.	14.3	12.10	Animal manure
	Sep.	3.1	6.98	Chemical fertilizer
	Oct.	2.0	6.81	Chemical fertilizer
	Nov.	0.5	8.93	Chemical fertilizer
Organic farming area (paddy)	Feb.	6.2	3.15	Uncertain
	Mar.	7.5	5.26	Uncertain
	Apr.	15.2	32.25	Animal manure
	May	12.1	16.54	Animal manure
	Jun.	4.2	10.85	Chemical fertilizer
	Jul.	1.2	8.15	Chemical fertilizer
	Aug.	7.1	1.77	Uncertain
	Sep.	5.9	3.41	Uncertain
	Oct.	6.0	5.26	Uncertain
	Nov.	7.3	3.25	Uncertain
Crop-Livestock complex farming area	Feb.	12.5	14.20	Animal manure
	Mar.	19.2	16.01	Animal manure
	Apr.	15.4	11.64	Animal manure
	May	14.7	9.59	Animal manure
	Jun.	11.5	14.23	Animal manure
	Jul.	19.2	7.82	Animal manure
	Aug.	18.8	17.11	Animal manure
	Sep.	18.1	21.10	Animal manure
	Oct.	15.1	15.52	Animal manure
	Nov.	14.5	24.65	Animal manure

서는 영농방식에 따라 화학비료와 가축분뇨에 의한 영향을 동시에 받고 있는 것으로 나타났다. 또한 농업환경오염 저감을 위해서 현재 가

축분뇨 등의 유기질 비료에만 의존하고 있는 토착유기농업의 시비관리 및 토양 비옥도 증진 방안들에 대한 수정이 필요하며, 축산농가에서

는 강우에 의한 운동장 및 축사주변의 가축분뇨 유출 가능성을 최소화하기 위해 자연유하식 침전지(settling basin)나 분뇨유출 방지턱과 같은 개선책들이 강구되어야 할 것으로 사료된다.

IV. 요약

과도한 화학비료를 사용하는 농업이나 밀집화 된 축산에 의해 수계의 질산태 질소 오염이 심각한 환경문제로 인식되고 있다. 따라서 추가적인 오염을 예방하기 위해서는 질산태 질소의 오염원 기원에 대한 이해와 관리가 필요하다. 본 연구에서는 안정성 동위원소를 이용하여 농업형태에 따른 해당지역 지하수 및 유출수의 질산태 질소의 오염원을 조사하기 위해 수행되었다. 공시 시료는 2003년 2월부터 11월 까지 월별로 채수하여 질소 동위원소비를 분석하였다. 경축지역에서 채수된 지하수 및 유출수의 질산태 질소 농도가 관행농업이나 유기농업에서 조사된 질산태 질소 농도보다 높았으며, 음용수 수질기준인 10 mg N/l를 초과하는 것으로 분석되었다. 화학비료 및 가축분뇨의 동위원소비($\delta^{15}\text{N}$) 범위는 $-3.7\sim+2.3\%$ 및 $+12.5\sim+26.7\%$ 로 나타났으며, 가축분뇨에서 동위원소비가 높게 나타나는 이유는 가축분뇨의 ^{14}N 질소 동위원소 분할효과와 휘산 때문으로 판단되었다. 농업형태에 따른 질산태 질소와 동위원소비의 평균값은 관행농업 5.47 mg/l 및 8.3%, 유기농업 5.88 mg/l 및 10.1%, 경축지역에서 12.5 mg/l 및 17.7%로 나타났다. 이러한 결과들은 관행농업이든 유기농업이든 지하수와 유출수의 수질에 영향을 미치고 있다고 할 수 있다. 결론적으로, 질산태 질소 농도와 동위원소비($\delta^{15}\text{N}$)의 연관성은 화학비료에서 유래되거나 가축분뇨에서 유래될 수 있는 질산태 질소의 오염원을 식별하는데 적용 가능하다고 판단된다. 또한 농업형태에 따라 수질에 미치는 영향을 장기적으로 조사하기 위한 추가적인 연구가 필요하다고 사료된다.

V. 인용문헌

1. Aravena, R., Evans, M. L. and Cherry, J. A. 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Ground Water*. 31:180-186.
2. Choi, W. J., Ro, H. M. and Hobbie, E. A. 2003. Patterns of natural ^{15}N in soils and plants from chemically and organically fertilized uplands. *Soil Biology and Biochemistry*. 35:1493-1500.
3. Gormly, J. R. and Spalding, R. F. 1979. Sources and concentrations of nitrate-nitrogen in groundwater of the central platte region, Nebraska. *Groundwater*. 17(3):291-301.
4. Hauck, R. D., Meisinger, J. J. and Mulvaney, R. L. 1994. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Microbiological and Biochemical Properties*. Soil Science Society of America. SSSA Book Series, no. 5. pp. 907-950.
5. Heaton, T. H. E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chem. Geol.* 59:87-102.
6. Hermansen, J. E. 2003. Organic livestock production systems and appropriate development in relation to public expectations. *Livestock Production Science*. 80:3-15.
7. 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.
8. Iqbal, M. Z. and Krothe, N. C. 1995. Infiltration mechanisms related to agricultural waste transport through the soil mantle to karst aquifers of southern Indiana, USA. *J. Hydrol.* 164:171-192.
9. Karr, J. D., Plaia, G., Genna, B., Barrick, R. and Showers, W. J. 1999. Nitrogen isotope tracing of eutrophication sources on a watershed scale: Neuse river basin, North Carolina. American Geophysical Union Spring Meeting Program, AGU, Washington, DC, p. 66.
10. Kellman, L. M. and Hillaire-Marcel, C. 2003. Evaluation of nitrogen isotopes as indicators of nitrate contamination sources in an agricultural watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 95(1):87-102.
11. Kirchmann, H. and Thorvaldsson, G. 2000. Challenging targets for future agriculture. *European Journal of Agronomy*. 12:145-161.

12. Knowles, R. and Blackburn, T. H. 1993. Nitrogen Isotope Techniques. Academic Press, Inc. New York.
13. Kohl, D. H., Shearer, G. B. and Commoner, B. 1971. Fertilizer nitrogen: Contribution to nitrate in surface water in a corn belt watershed. *Science*. 174:1331-1334.
14. Kolpin, D. W. 1997. Agricultural chemicals in groundwater of the midwestern United States: relations to land use. *J. Environ. Qual.* 26:1025-1037.
15. Komor, S. C. and Anderson, H. W. Jr. 1993. Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand-plain aquifers. *Groundwater*. 31(2): 260-270.
16. Krapac, I. G., Dey, W. S., Smyth, C. A. and Roy, W. R. 1998. Impacts of bacteria, metals, and nutrients on groundwater at two hog confinement facilities. *Proceeding of the National Ground Water Association Animal Feeding Operations and Ground Water: Issues, Impacts, and Solutions- A Conference for the Future*, St. Louis MO, pp. 29-50.
17. Kreitler, C. W. 1975. Determining the Source of Nitrate in Groundwater by Nitrogen Isotope Studies. Austin, Univ. of Texas, Bureau of Economic Geology, Report of Investigations, 83, pp. 1-57.
18. Kreitler, C. W. and Browning, L. A. 1983. Nitrogen-isotope analysis of Groundwater nitrate in Carbonate Aquifers: Natural sources Vs. Human Pollution. *J. Hydrol.* 61:285-301.
19. Kreitler, C. W., Ragone, S. E. and Katz, B. G. 1978. N^{15}/N^{14} Ratios of Ground-Water Nitrate, Long Island, New York. *Groundwater*. 16(6):404-409.
20. Michelsen, J. 2001. Recent development and political acceptance of organic farming in Europe. *Sociol. Ruralis*. 41:3-20.
21. Padel, S., Lampkin, N. H., Dabbert, S. and Foster, C. 2002. Organic farming policy in the European Union. *Advances in the Economics of Environmental Resources*. 4: 169-194.
22. Panno, S. V., Hackley, K. C., Hwang, H. H. and Kelly, W. R. 2001. Determination of the sources of nitrate contamination in karst springs using isotopic and chemical indicators. *Chemical Geology*. 179: 113-128.
23. Parry, R. 1998. Agricultural phosphate and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. *J. Environ. Qual.* 27:258-261.
24. Spalding, R. F. and Exner, M. E. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater: a review. *J. Environ. Qual.* 22:392-402.
25. US Environmental Protection Agency. 1996. Environmental indicators of water quality in the United States. EPA 841-R-96-002. Office of Water, Washington, DC.
26. Wassenaar, L. I. 1995. Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes of ^{15}N and ^{18}O in NO_3^- . *App. Geochem.* 10:391-405.
27. Wilson, G. B., Andrews, J. N. and Bath, A. H. 1994. The nitrogen isotope composition of groundwater nitrates from the East Midlands Triassic Sandstone aquifer, England. *J. Hydrol.* 157:35-46.
28. Yoo, S. H., Choi, W. J. and Han G. H. 1999. An investigation of the sources of nitrate contamination in the Kyonggi province groundwater by isotope ratios analysis of nitrogen. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*. 32(1):47-56.
29. 김경철. 2001. 요소와 돈분퇴비 투입에 따른 토양 및 작물체내 질소동위원소비 변화. 서울대학교 석사학위 논문.
30. 김선주, 김형중, 逕修, 上谷富士夫, 여운식. 1997. 부숙처리된 축산분뇨슬러리 살포지역의 강우에 의한 영양물질 유출에 관한 연구. *한국농공학회지*. 39(3):43-51.
31. 손상목, 한도희. 2002. 한국토착유기농업의 토양 비옥도 증진책에 대한 환경보전적 기능 평가. *한국토양비료학회지*. 33(3):193-204.
32. 안연수, 최재웅, 김진호. 2001. 농촌 축산지역 지하수의 수질환경 조사연구. *농촌자원개발연구소 연구보고서*.
33. 이현동, 배철호. 2002. 비점오염원 배출특성과 저감을 위한 최적관리방안. *한국물환경학회지*. 18(6):569-606.
34. 정종배, 김민경, 김복진, 박우철. 1999. 임고천상류 소규모 농업유역에서 하천으로의 질소, 인 및 유기물의 부하. *한국환경농학회지*. 18(1):70-76.
35. 최병국. 2004. 친환경농업 육성과 농산물 안전성 확보대책. *한국환경농학회 정기학술대회*. pp. 29-38.
36. 환경부. 2003. 우리나라의 비점오염원 관리정책방향. 154p.
(접수일자 : 2005. 2. 21. / 채택일자 : 2005. 5. 13.)