

이 학 석 사 학 위 논 문

김해지역 지하수 수위분포 및
질산성질소 오염원 연구

2006 년 2월

부경대학교 대학원

응용지질학과

김 윤 정

목 차

List of figures	
List of tables	
Abstract	
1. 서 론	1
1.1. 연구배경 및 목적	1
1.2. 연구내용 및 방법	2
1.3. 지형 및 지질	4
2. 지하수 수위분포	6
2.1. 조사공 위치	7
2.2. 일반통계 분석	8
2.3. 지하수위와 표고자료의 상관성 분석	12
2.4. 크리깅(Kriging) 이론	13
2.4.1. 베리오그램(Variogram)	13
2.4.2. 정규크리깅(Ordinary Kriging)	18
2.4.3. 코크리깅(Cokriging)	23
2.5. 지구통계학적 분석	26
2.5.1. 베리오그램 분석	27
2.5.2. 교차검정(Cross-validation)	32
2.6. 지하수위 등고선도	36
2.7. 지하수 유동방향	39

3. 질산성질소의 오염원 추정	41
3.1. 질 소	42
3.1.1. 질소 순환	42
3.1.2. 지하수내 질산염 근원	47
3.1.3. 질산성질소의 위해성	51
3.2. 질산성질소의 농도 분포	53
3.3. 조사공 위치	55
3.4. 질산성질소의 오염원 추정	56
3.4.1. 추정 이론	56
3.4.2. 추정 결과	59
1) 미오염	62
2) 화학비료에 의한 오염	64
3) 생활하수 & 축산폐수에 의한 오염	66
4) 미추정(Uncertainty)	78
4. 지하수 유동에 따른 오염 확산 가능성 예측	87
5. 결 론	91
참고 문헌	93
요 약	96
감사의 글	97

List of figures

Figure 1. Flow chart of research.	3
Figure 2. Geologic map of the study area.	5
Figure 3. Location map of monitoring wells.	7
Figure 4. Histograms of the elevation and groundwater level data.	9
Figure 5. Histograms of the natural–log transformed elevation and groundwater level data.	11
Figure 6. Linear regression of the elevation versus groundwater level data.	12
Figure 7. Models with sill.	16
Figure 8. Semivariogram of the groundwater level with spherical model.	29
Figure 9. Semivariogram of the elevation with spherical model.	29
Figure 10. Semivariogram of the natural–log transformed groundwater level with spherical model.	30
Figure 11. Semivariogram of the natural–log transformed elevation with spherical model.	30
Figure 12. Cross semivariogram of the groundwater level and elevation with spherical model.	31
Figure 13. Cross semivariogram of the natural–log transformed groundwater level and elevation with spherical model.	31
Figure 14. Linear regression of the groundwater level with spherical model.	34
Figure 15. Linear regression of between the groundwater level and	

elevation with spherical model.	34
Figure 16. Linear regression of the natural-log transformed groundwater level with spherical model.	35
Figure 17. Linear regression of between the natural-log transformed groundwater level and elevation with spherical model.	35
Figure 18. Contour map of the groundwater level using kriging.	37
Figure 19. Contour map of the groundwater level using cokriging.	38
Figure 20. Vector map of the groundwater flow.	40
Figure 21. The nitrogen cycle.	43
Figure 22. The nitrogen cycle in soil and groundwater.	46
Figure 23. Histograms of NO ₃ -N concentrations.	54
Figure 24. Location map of sampling wells.	55
Figure 25. Histogram of NO ₃ -N concentrations.	61
Figure 26. Maps of not detected(a, b) and not contaminated(c, d) wells.	63
Figure 27. Maps of chemical fertilizer contaminated area.	65
Figure 28. Maps of livestock wastes contaminated area.	68
Figure 29. Maps of domestic sewages contaminated area.	72
Figure 30. Maps of livestock wastes contaminated wells in uncertain area.	80
Figure 31. Maps of domestic sewages contaminated wells in uncertain area.	82
Figure 32. Maps of the selected wells.	88
Figure 33. Map of the surrounding GH-19.	90
Figure 34. Contour map of the surrounding GH-19.	90

List of tables

Table 1. General statistics of the elevation and groundwater level data	8
Table 2. General statistics of the natural–log transformed elevation and groundwater level data	10
Table 3. Variogram models and parameters	28
Table 4. Cross variogram models and parameters	28
Table 5. Cross validation for selected variogram model	32
Table 6. Supply of chemical fertilizers	48
Table 7. The main contents of livestock wastes	49
Table 8. General statistic analysis of NO ₃ –N concentrations	54
Table 9. NO ₃ –N concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ values of the study wells ...	60
Table 10. General statistics of NO ₃ –N concentration data	61
Table 11. Non–contaminated wells	62
Table 12. Chemical fertilizer contaminated wells	64
Table 13. Livestock wastes or domestic sewages contaminated wells	66
Table 14. Estimation of livestock wastes and domestic sewages sources	77
Table 15. Uncertain wells	78
Table 16. Contribution of each contaminant sources for uncertain wells	86
Table 17. NO ₃ –N concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ of the selected wells	87

A Study of Groundwater Distribution and Nitrate Contaminant Sources at Gimhae City, Korea.

Yun-jeong Kim

Department of Applied Geology, The Graduate School,
Pukyong National University.

Abstract

General statistical and geostatistical analysis were carried out to delineate the distributions of groundwater level at Gimhae City. By the general statistics, the means of the groundwater levels and elevations of groundwater wells are 32.48m and 42.37m, respectively. Linear regression analysis shows that the groundwater level and elevation have a highly positive correlation.

By variogram analysis, spherical models are suitable for groundwater level and elevation data. Cross validation test shows that their estimates with spherical models are similar to their raw data. The contour map of the groundwater level using cokriging is more precise than that using ordinary kriging.

Nitrate contamination of groundwater is very popular in the world. It may cause a human health problem of blue baby. 59 groundwaters over the criterion level(10mg/L) of drinking water in $\text{NO}_3\text{-N}$ were chosen for the identification of contaminant sources. By the nitrogen stable isotope analysis, The 22% of 59 samples are not contaminated. The 11%, 17% and 25% of the groundwater samples are affected from chemical fertilizer, livestock wastes, domestic sewages, respectively. The rest is affected by the complex of three major sources.

1. 서 론

1.1. 연구배경 및 목적

지하수 유동 분석에 필수적인 지하수위 등고선도는 대부분 수치모델링(numerical modeling)에 의해 작성되어졌으나, 수치모델링은 지형과 지질의 변화가 단순하고 대수층의 조건이 매우 이상적인 환경에서만 그 신뢰성이 보장된다. 지구통계기법은 지형적 기복이 심하며 불균질·이방성 대수층에서 지하수위를 추정할 때 많이 이용된다. 지구통계기법 중 크리깅(kriging)은 최선의 불편 추정자(best linear unbiased estimator; BLUE)로서 불편의 조건과 최소의 추정분산으로, 자료가 필요한 지점의 값들을 추정해내는 통계기법이다.

본 연구의 첫 번째 목적은 김해지역의 지하수위 분포를 파악하는데 있다. 연구지역내 신뢰할 수 있는 지하수위와 표고자료를 취득하여 크리깅을 이용하여 지하수 등고선도를 작성하고, 지하수의 주 흐름방향을 결정하고자 한다.

지하수 중의 질산성질소($\text{NO}_3\text{-N}$)는 농촌지역뿐 아니라 도시에서도 많이 검출되는 수질기준 항목이며, 기준치 이상의 농도를 함유한 물을 지속적으로 음용하였을 때의 위해성에 대해서는 이미 널리 알려져 있다(Katsifarakis, 2000). 김해지역은 농·축산업과 주거지역이 혼재하고 있어 질산성질소의 오염이 더욱 우려된다.

질산성질소의 오염을 방지하기 위해서는 오염발생지역에서의 즉각적인 정화가 중요하지만, 이미 오염이 발생한 지역에 대해서는 그 원인을 규명하는 것이 근원적인 지하수 보전 대책을 수립하는데 중요하다.

본 연구의 두 번째 목적은 김해지역에서 인위적인 오염이 발생하는 지점의 질산성질소 오염원을 추정하는데 있다. 연구지역내 오염이 우려되는 59 지점을 선정하여 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비($\delta^{15}\text{N}$)를 분석하고 인근의 토지이용현황을 파악하여 각 지점의 질산성질소 오염원을 추정하고자 한다.

1.2. 연구내용 및 방법

연구지역내 지하수위 분포특성을 파악하기 위해 255개 지점을 선정하여 지하수위를 측정하고 그 지점의 표고를 취득하였다. 신뢰성 있는 지하수위 자료를 얻기 위해 가능한 한 양수가 중단되거나 양수하지 않은 지하수공에서 측정된 지하수위자료를 이용하였다. 지하수위와 표고자료와의 상관성을 파악하기 위해 회귀분석(Regression analysis)을 실시하였다. 코크리깅(Cokriging)기법을 이용하여 표고를 고려한 지하수 등고선도를 작성하였다. 작성된 등고선도를 통해 지하수 흐름을 추정하였다.

연구지역인 김해지역의 질산성질소의 오염원을 추정하기 위해 오염이 우려되는 59개 지점을 선정하여 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비를 분석하였다. 분석된 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비를 이용하여 각 지점의 질산성질소 오염원을 분류·추정하였다. 추정방법으로는 기존의 문헌들이 제시하는 $\delta^{15}\text{N}$ 값의 범위를 이용하였으며, 각 지점을 오염원에 따라 화학비료, 생활하수, 축산폐수에 의해 오염된 지점과 미추정(uncertainty)지점으로 추정하였다(Kreitler *et al.*, 1983; Aravena *et al.*, 1993; Komor *et al.*, 1993; Wilson *et al.*, 1994). $\delta^{15}\text{N}$ 값의 범위가 유사한 축산폐수와 생활하수에 대해서는 주변의 토지이용현황을 이용하여 추정하였다. 또한, 미추정으로 선정된 지점에 대해서는 Knowles(1992)와

Nakanishi(1995)에 의해 보고된바있는 기여도 분석을 통해 각 오염원들이 지점에 대한 기여율을 추정하였다.

Figure 1은 연구지역의 수위, 수질자료를 이용하여 지하수위 분포도와 질산성질소의 오염원을 추정하기까지의 과정을 나타낸 순서도이다.

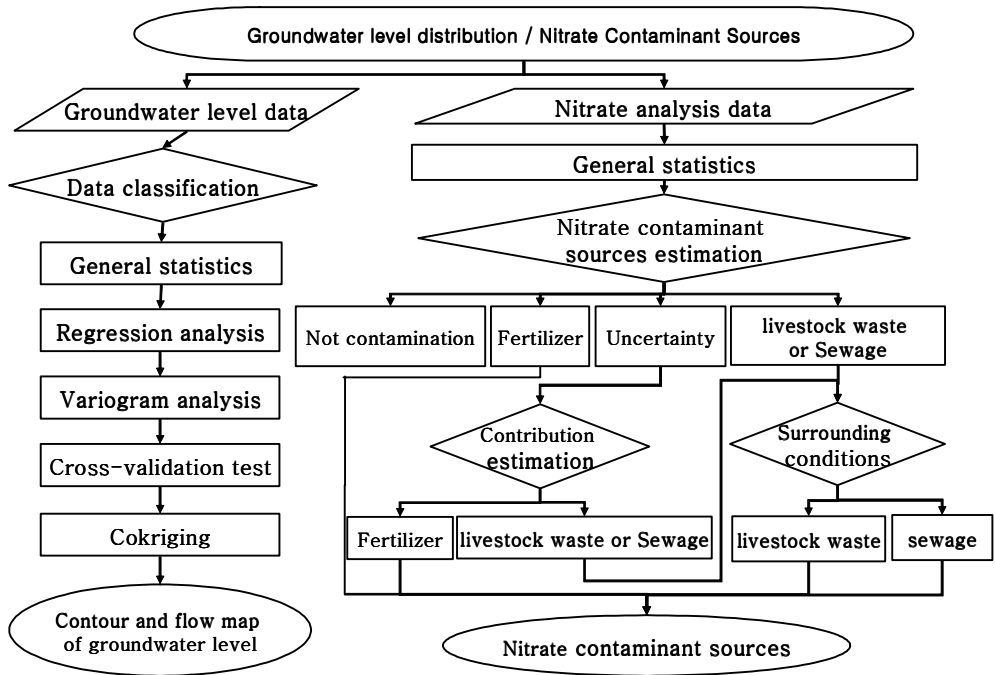


Figure 1. Flow chart of research.

1.3. 지형 및 지질

김해시는 경상남도의 동남부에 위치하고 있으며, 북쪽으로는 소백산맥의 산지가 기복하여 평지가 적은 산지로서 양산시와 밀양시가 접해 있으며 남쪽과 동쪽으로는 낙동강의 본 지류에 따라 김해평야와 화훼단지를 이루면서 부산광역시와 경계를 이루고 있고 서쪽으로는 불모산(801.7m)과 굴암산(662.0m) 등이 병풍처럼 펼쳐져 창원시, 진해시와 접하고 있다. 지리적 좌표는 동경 128° 41' 47"~129° 0' 48", 북위 35° 9' 10"~35° 23' 31"에 해당되며, 행정구역상 1읍 7면 9동(22동) 79리로 구성되어 있다.

조사지역에 분포하는 지질은 경상누층군 유천층군에 속하는 퇴적암과 이를 관입한 반심성암류, 화산분출암 및 화강암류 등으로 구성된다.

퇴적암류는 화성암류에 비하여 그 분포가 미약하며 조사지역의 북쪽과 남서쪽 및 서쪽에 발달되고 진동층, 팔용산응회암, 관입응회암으로 구분된다. 진동층은 주로 치밀 견고한 혼펠스화되었고 층리의 발달이 현저하며 층간에는 수층의 안산암류가 층상 관입을 하고 있다. 팔용산응회암은 하부에 주로 관입응회암으로 되어 있고 상부에는 응회질사암, 역암, 이암 등이 협재한다. 관입응회암으로 된 하부는 층리의 발달이 현저하지 않으나 상부의 응회질퇴적암류에는 층리가 잘 발달한다. 관입응회암은 주로 크기와 입도가 일정치 않은 각력을 포함한 역암층으로 구성되며 기질은 장석질사암 및 응회질 물질로 되어 있고 이들은 층리가 잘 발달되지 않는다. 이들 퇴적암이 형성된 후에는 비교적 큰 규모의 화성활동이 일어나서 반심성암 및 화산암류의 관입 및 분출이 있었다. 이 반심성암 및 화산암류는 주산안산암질암에 속하는 안산암류 중에서 장석반정을 갖는 안산반암류이며 도대동안산반암이라한다. 조사지역에 분포하는 주산안산암질암은 구성물질의 성분에 의하면 대체로 중성안산암류에 속한다(농업기반공사, 2005). Figure 2에 김해지역의 지질

도를 나타내었다.

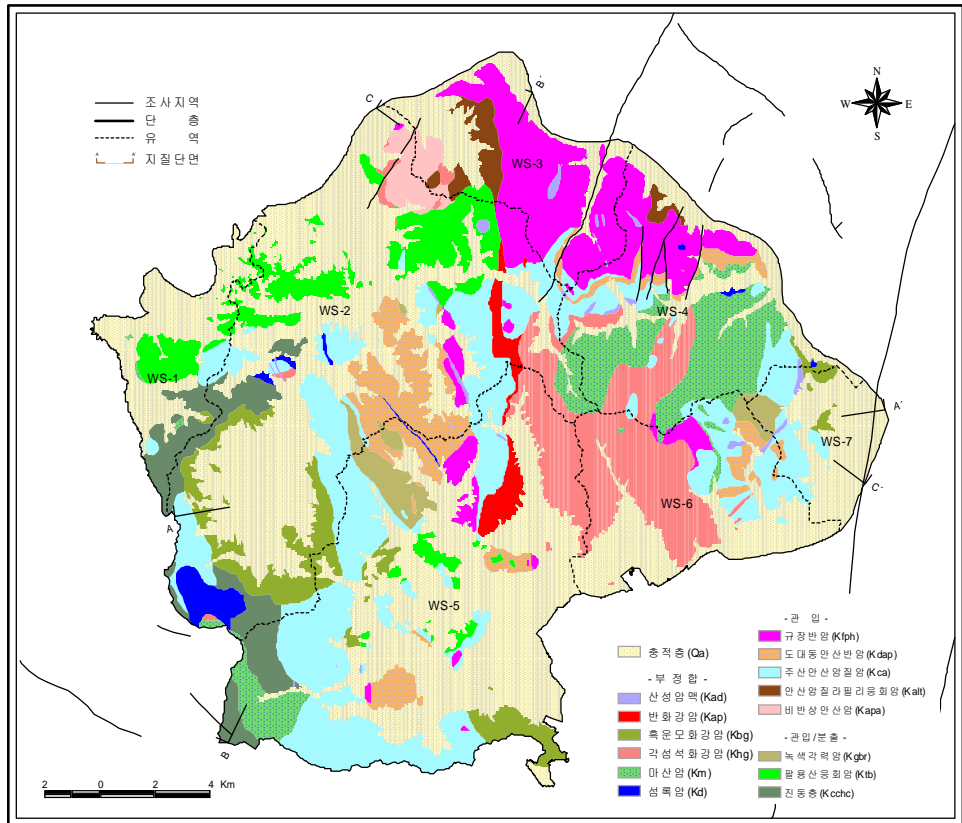


Figure 2. Geologic map of the study area(KARICO, 2005).

2. 지하수 수위분포

연구지역내 지하수 수위분포 특성을 파악하기 위해 255개 지점을 선정하여 지하수위를 측정하고 그 지점의 표고를 취득하였다. 측정된 지하수위 자료는 가능한 한 양수가 중단되거나 양수하지 않은 지하수공에서 측정된 자료들만 이용함으로써, 자연수위를 나타내고자 하였다.

지하수위와 표고자료의 분포형태를 알아보기 위해 일반통계분석을 실시하였으며, 두 자료간의 상관성을 파악하기 위해 회귀분석을 실시하였다. 지구통계분석을 통해 지하수위를 추정하여 지하수위 등고선도를 작성하였으며, 실제 지하수위와 근접한 지하수위 등고선도를 작성하기 위해 원시(raw) 지하수위와 대수변환(natural-log transformation)한 지하수위자료에 대해 모두 지구통계분석을 실시하였다. 분석결과에 대해 교차검정을 실시하여 적합성이 가장 높은 모델을 선정하였다. 또한 지구통계기법 중 정규크리깅(Ordinary kriging)과 코크리깅 기법을 모두 사용하여 지하수위 등고선도를 작성하였다. 실제 지하수위에 더 근접한 지하수위 등고선도를 선정한 후, 선정된 지하수위 등고선도를 토대로 지하수의 유동방향을 추정하였다.

2.1. 조사공 위치

Figure 3에 연구지역내 지하수위 조사공의 위치를 나타내었다. 일부 지역을 제외하고는 하천의 발달과 지하수공의 개발은 밀접한 연관성을 나타내었다.

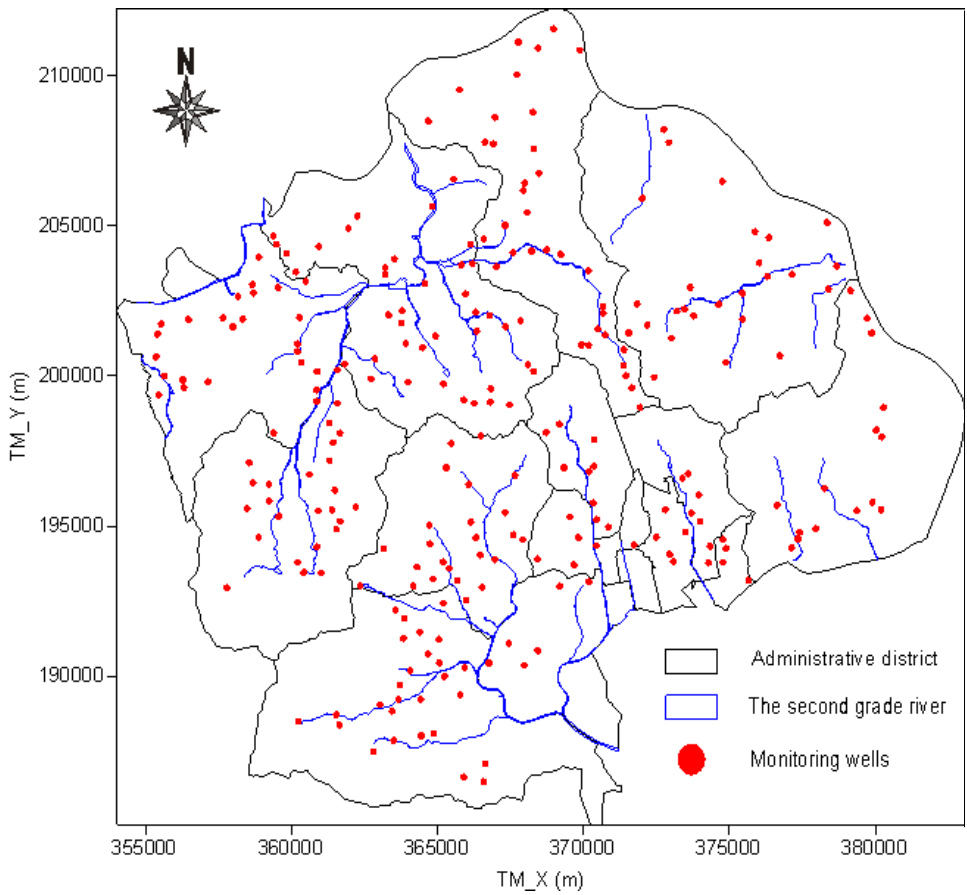


Figure 3. Location map of monitoring wells.

2.2. 일반통계 분석

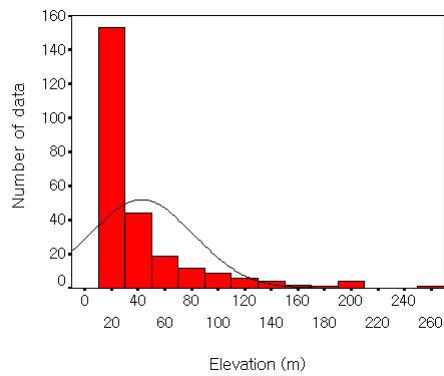
지하수위자료에 대한 평균, 중위수, 표준편차, 분산, 왜도, 첨도, 최소 및 최대값 등의 일반통계 분석을 실시하였다. Table 1은 일반통계분석 결과를 정리한 것이다. 표고는 지하수공이 설치된 지점에서 취득되었으며 지하수위와 표고자료는 모두 해수면 기준으로 환산하였다.

지하수 관측지점의 표고 범위는 11.28~264.25m이고, 평균 표고는 42.37m이다. 지하수위는 0.10~259.62m의 범위이고, 평균 지하수위는 32.48m로 나타났다.

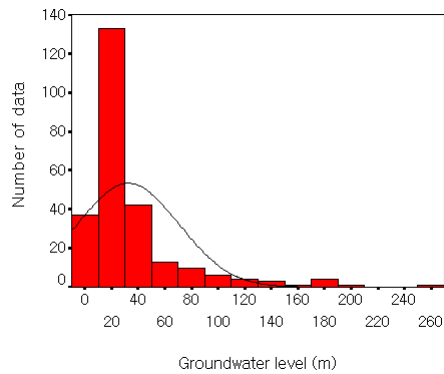
Table 1. General statistics of the elevation and groundwater level data

Contents \ Data	Elevation	Groundwater level
Number of data	255	255
Mean (m)	42.37	32.48
Median (m)	23.38	17.28
Standard deviation (m)	39.04	38.04
Variance (m ²)	1523.75	1446.97
Skewness	2.61	2.78
Kurtosis	7.79	9.09
Minimum (m)	11.28	0.10
Maximum (m)	264.25	259.62

Figure 4에 지하수 관측지점의 표고와 지하수위자료에 대한 히스토그램이 도시하였다. 왜도는 모두 (+) 왜도로서 정규분포에 비해 왼쪽으로 치우쳐 있는 오른쪽 꼬리 분포를 보이고, 첨도도 모두 (+) 첨도로서 정규분포에 비해 좁게 밀집되어 뾰족한 분포형태를 보인다.



(a) elevation



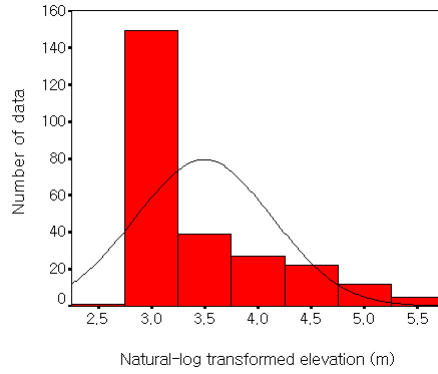
(b) groundwater level

Figure 4. Histograms of the elevation and groundwater level data.

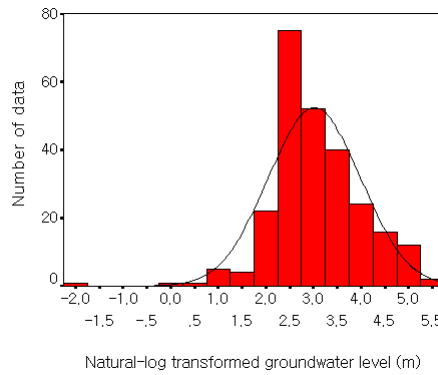
Table 1과 Figure 4를 통해 조사된 지하수위 자료가 낮은 값들에 집중되어 있어 정규분포를 이루지 않음을 알 수 있다. 정규분포를 이루기 위해서 조사된 자료를 대수변환하였고, Table 2에 대수변환한 표고와 지하수위자료에 대한 일반통계 분석결과를 정리하였다. Figure 5에 대수변환한 표고와 지하수위자료에 대한 히스토그램을 도시하였고, 그 결과 정규분포와 유사한 형태의 분포를 이루고 있음을 알 수 있다.

Table 2. General statistics of the natural-log transformed elevation and groundwater level data

Contents \ Data	Natural-log transformed elevation	Natural-log transformed groundwater level
Number of data	255	255
Mean (m)	3.4924	3.0207
Median (m)	3.1519	2.8496
Standard deviation (m)	0.6399	0.9694
Variance (m ²)	0.4095	0.9398
Skewness	1.1980	-0.4050
Kurtosis	0.4930	3.3730
Minimum (m)	2.4230	-2.3026
Maximum (m)	5.5769	5.5592



(a) the natural-log transformed elevation



(b) the natural-log transformed groundwater level

Figure 5. Histograms of the natural-log transformed elevation and groundwater level data.

2.3. 지하수위와 표고자료의 상관성 분석

지하수위와 표고자료간의 상관성을 분석하기 위해 회귀분석을 실시하였다. 회귀분석은 두 변수 사이의 함수적 관계를 기술하는 수학적 방정식을 구하는 데 사용된다. 여기서 말하는 두 변수란 하나의 종속변수(dependent variable)와 하나의 독립변수(independent variable)를 말한다. 즉, 독립변수가 종속변수에 미치는 영향력의 크기를 분석하여 독립변수의 특정한 값에 따르는 종속변수의 값을 예측하기 위하여 사용된다(강금식, 1999).

일반적으로 지하수위는 지형고도와 높은 상관관계를 가지는데, 연구지역의 표고와 지하수위자료의 회귀분석을 실시한 결과, 본 자료에 대한 선형회귀선은 $y = 0.958x - 8.106$ 이며 결정계수(R^2)는 0.983로 나타나, 표고와 지하수위는 상관성이 높은 것으로 분석되었다(Figure 6).

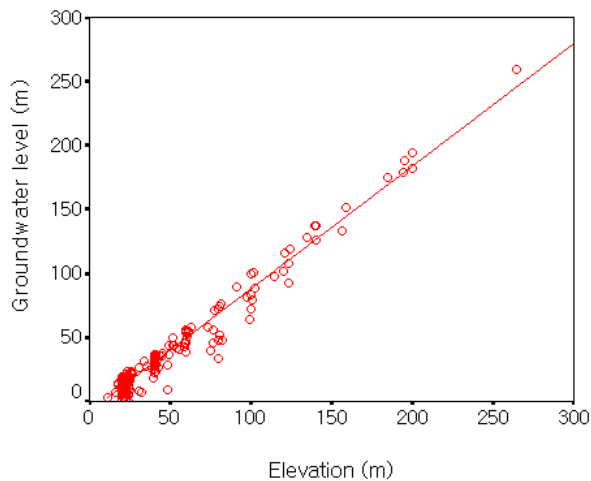


Figure 6. Linear regression of the elevation versus groundwater level data.

2.4. 크리깅(Kriging) 이론

2.4.1. 베리오그램(Variogram)

베리오그램은 공간상에 분포하는 두 자료간의 분산(variance)으로, 공간상에 분포하는 자료의 공간적 연속성은 반베리오그램(semivariogram)으로 나타낸다.

$$2\gamma(h) = E\left\{\sum [Z(x) - Z(x+h)]^2\right\}$$

여기서, $\gamma(h)$: 반베리오그램

$Z(x)$: 임의의 지점 x 에 있는 자료

$Z(x+h)$: $Z(x)$ 에서 h 만큼 떨어진 지점의 자료

반베리오그램의 공식들은 다음과 같다.

1) Matheron's Variogram(1973)

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i+h)]^2$$

여기서, $N(h)$: 두 자료간 거리 h 만큼 떨어진 자료들의 수

$Z(x_i)$: x_i 점에서의 값

2) Cressie-Hawkins Estimator(1980)

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \left[\frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \frac{|Z(x_i) - Z(x_i + h)|^{\frac{1}{2}}}{\left[0.457 + \frac{0.494}{N(h)} + \frac{0.045}{N(h)^2}\right]} \right]^4$$

만일, 자료가 아주 많은 경우에는 다음의 식을 이용한다.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \left[\frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} |Z(x_i) - Z(x_i + h)|^{\frac{1}{2}} \right]^4 / 0.457$$

3) Dowd's Method(1984)

$$\gamma(h) = 1.099 \{ \text{median } |y_i(h) - \bar{y}(h)| \}^2$$

여기서,

$$y_i(h) = Z(x_i) - Z(x_i + h)$$

$$\bar{y}(h) = y_i \text{ 의 median}$$

크리깅에 의한 추정치를 구하기 위해서는 자료들간의 공분산(covariance)이 요구되는데, 이는 자료들의 반베리오그램 모델로부터 얻어진다. 즉,

$$C(h) = sill - \gamma(h)$$

여기서, C(h)와 $\gamma(h)$ 는 각각 거리 h 만큼 떨어진 자료들간의 공분산과 반베리오그램이다.

Sill은 일정한 범위(range)를 넘어선 반베리오그램간의 상관관계가 없어진 상태의 반베리오그램을 나타낸다. 반베리오그램의 모델은 sill의 존재 유무에 따라 여러 가지 모델로 구분되며 Figure 7은 sill을 갖는 모델들을 나타낸다.

1) Sill을 갖는 경우(Transition model)

① 구상형 모델(Spherical model)

$$\gamma(h) = C \left[\frac{3}{2} \frac{h}{a} - \frac{1}{2} \frac{h^3}{a^3} \right] \quad (h \leq a)$$

$$\gamma(h) = C \quad (h > a)$$

여기서, C : 자료의 분산

a : 반베리오그램이 상관관계를 갖는 범위

h : 두 자료간의 거리

② 지수형 모델(Exponential model)

$$\gamma(h) = C \left[1 - \exp\left(-\frac{h}{a}\right) \right] \quad (h \leq 3a)$$

$$\gamma(h) = C \quad (h > 3a)$$

이 모델은 sill 값에 근사적으로 접근하며 실질적인 반베리오그램의 범위 a'은 3a이고, 수문학과 관련된 자료에 널리 이용되고 있다.

③ 가우시안 모델(Gaussian model)

$$\gamma(h) = C \left[1 - \exp\left(-\frac{h^2}{a^2}\right) \right]$$

이 모델 역시 sill값에 근사적으로 접근하며, 반베리오그램의 범위 a' 은 $\sqrt{3} a$ 이다.

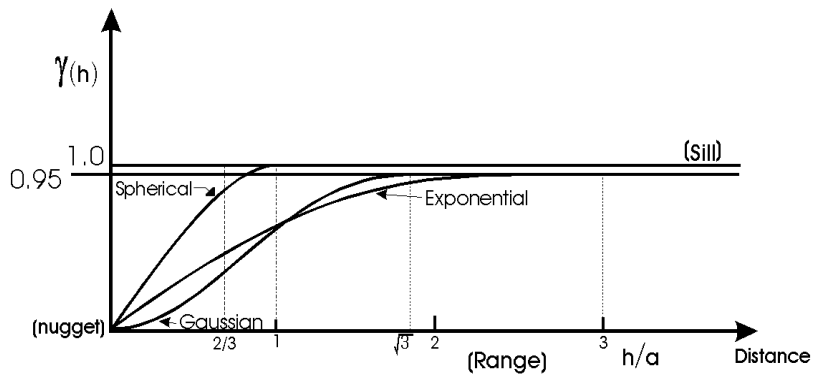


Figure 7. Models with sill(Journal and Huijbregts, 1978).

2) Sill이 없는 경우

① Power model

$$\gamma(h) = Ch^\theta, \quad \theta \in [0, 2]$$

실제적으로는 선형 ($\theta=1$) 모델만이 사용된다.

$$\gamma(h) = \omega h$$

여기서, ω : 경사

② Logarithmic model

$$\gamma(h) = C \log h$$

③ Hole-Effect model

$$\gamma(h) = C \left(1 - \frac{\sin h}{h}\right)$$

3) 다차원 확률함수의 베리오그램이 3차원 공간에서 방향에 따라 달라질 경우, 확률함수는 이방성(anisotropy) 베리오그램을 갖는다. 그 기하학적 이방성(geometric anisotropy)은 단순한 선형 좌표축 변환으로 이방성이 등방성으로 변환될 때 반베리오그램 또는 공분산은 기하학적인 이방성을 가진다. 기하학적인 이방성에서 각 방향의 베리오그램은 방향에 따라 다른 범위를 가지지만 sill값은 같다. 변환된 좌표(x_u' , x_v')는 변환행렬인 $[A]$ 에 의해 초기좌표(x_u , x_v)로부터 얻어진다.

$$\begin{pmatrix} x_u' \\ x_v' \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} a & c \\ c & b \end{pmatrix} \begin{pmatrix} x_u \\ x_v \end{pmatrix}$$

여기서 a , b , c 는 다음과 같다.

$$\begin{aligned}
 a &= \cos^2\theta + \lambda \sin^2\theta \\
 b &= \sin^2\theta + \lambda \cos^2\theta \\
 c &= (1 - \lambda) \sin\theta \cos\theta
 \end{aligned}$$

간단한 선형좌표축 변환으로 이방성이 등방성으로 변환되지 않을 경우, 베리오그램은 대상의 이방성(zonal anisotropy)을 가진다. 대상의 이방성 모델은 각 성분 구조가 이방성인 구조를 가진다(Journal and Huijbregts, 1978).

2.4.2. 정규크리깅(Ordinary Kriging)

가. 이론

크리깅은 지구통계학적 추정방법(geostatistical estimation technique)으로 주변값들의 선형적인 조합(linear combination)으로 최선의 선형 불편 추정자를 계산하는 방법이다. 크리깅은 다음과 같은 식으로 표현된다.

$$Z_K^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i$$

여기서, Z_i : 공간상에 분포하는 자료값

λ_i : Z_i 의 가중치(weight)

Z_K^* : kriging에 의한 추정치

크리깅의 가중치는 추정치가 불편(unbiased)이고, 추정분산이 최소가 되

어야 한다. 크리깅의 불편조건은

$$E[Z_V - Z_K^*] = 0$$

$$\left. \begin{aligned} E[Z_K^*] &= E[Z_V] \\ &= E\left[\sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i\right] \end{aligned} \right\}$$

이고, 위 식으로부터

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

여기서, Z_V : 미지의 참값

Z_K : 추정치

크리깅의 추정분산은

$$E\{[Z_V - Z_K^*]^2\} = E[Z_V^2] - 2E[Z_V Z_K^*] + E[Z_K^{*2}]$$

로서 최소가 되어야 한다.

여기서,

$$E[Z_V^2] = \frac{1}{V^2} \int_V dx \int_V E[Z(X)Z(X')] dx' = \bar{C}(V, V) + m^2,$$

$$E[Z_V Z_K^*] = \sum_i \lambda_i \frac{1}{V} \int_V dx \int_{v_i} E[Z(X)Z(X')] dx' = \sum_i \lambda_i \bar{C}(V, v_i) + m^2,$$

$$\begin{aligned} E[Z_K^{*2}] &= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \frac{1}{v_i v_j} \int_{v_i} dx \int_{v_j} E[Z(X)Z(X')] dx' \\ &= \sum_i \sum_j \lambda_i \lambda_j \bar{C}(v_i, v_j) + m \end{aligned}$$

그러므로 추정분산은 다음과 같이 나타낼 수 있다.

$$\sigma_K^2 = E\{[Z_V - Z_K^*]^2\} = C(V, V) + \mu - \sum_{i=1}^n \lambda_i C(v_i, V)$$

여기서 $C(V, V)$ 는 표본자료간의 공분산, μ 는 Lagrange multiplier, $C(v_i, V)$ 는 표본자료와 추정치간의 공분산으로서 표본자료의 베리오그램에서 결정된다.

나. 크리깅계(Kriging System)

크리깅계는 Lagrangian technique에서 얻어진다.

$$\frac{\partial [E([Z_V - Z_K^*]^2) - 2\mu \sum_i \lambda_i]}{\partial \lambda_i} = 0$$

여기서, μ : Lagrangian parameter

λ_i : 점 i 에서의 가중치

크리깅계는 다음과 같다.

$$\left. \begin{aligned} \sum_{j=1}^n \lambda_j \bar{C}(v_i, v_j) - \mu &= \bar{C}(v_i, V), \quad \forall i = 1, \dots, n, \\ \sum_{j=1}^n \lambda_j &= 1 \end{aligned} \right\}$$

그러므로 추정분산(estimation variance) 또는 크리깅분산(kriging variance)은 다음과 같다.

$$\sigma_K^2 = E\{[Z_V - Z_K^*]^2\} = \bar{C}(V, V) + \mu - \sum_{i=1}^n \lambda_i \bar{C}(v_i, V)$$

다. 크리깅계의 행렬형태

크리깅계의 식은 다음과 같은 행렬형태로 표현될 수 있다.

$$[K] \cdot [\lambda] = [M2]$$

여기서,

$$[\lambda] = \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \vdots \\ \lambda_n \\ -\mu \end{bmatrix}, \quad [M2] = \begin{bmatrix} \overline{C}(v_1, V) \\ \vdots \\ \overline{C}(v_n, V) \\ 1 \end{bmatrix}$$

이고, 크리깅행렬 [K]는 다음과 같다.

$$[K] = \begin{bmatrix} \overline{C}(v_1, v_1) & \cdots & \overline{C}(v_1, v_j) & \cdots & \overline{C}(v_1, v_n) & 1 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots & \vdots \\ \overline{C}(v_i, v_1) & \cdots & \overline{C}(v_i, v_j) & \cdots & \overline{C}(v_i, v_n) & 1 \\ \vdots & & \vdots & & \vdots & \vdots \\ \overline{C}(v_n, v_1) & \cdots & \overline{C}(v_n, v_j) & \cdots & \overline{C}(v_n, v_n) & 1 \\ 1 & \cdots & 1 & \cdots & 1 & 0 \end{bmatrix}$$

그리고 크리깅행렬은 다음과 같은 대칭성을 갖는다.

$$\overline{C}(v_i, v_j) = \overline{C}(v_j, v_i), \quad \forall i, j$$

여기서 $\overline{C}(v_i, v_j)$ 는 두 점 i와 j간의 공분산이고, $\overline{C}(v_i, V)$ 는 점 i와 추정할 지점간의 공분산이다.

크리깅계를 나타내는 식으로부터

$$[\lambda] = [K]^{-1} \cdot [M2]$$

가중치 행렬 $[\lambda]$ 은 위 식에서 결정될 수 있지만, 자료의 수가 많을 때는

크리깅행렬[K]의 역행렬을 계산하는데 시간이 많이 소요되므로 Gaussian 소거법을 이용한다(Journel and Huijbregts, 1978).

2.4.3. 코크리깅(Cokriging)

코크리깅의 일반적 이론은 Matheron(1971)에 의해 개발되었으며, 코크리깅의 행렬 공식은 Myers(1982)에 의해서 정리되었다.

확률변수군 $\bar{Z}(x) = [Z_1(x), \dots, Z_n(x)]$ 가 2개의 정상확률함수(second order stationary random function)를 이룰 때, 그 평균은

$$E[\bar{Z}(x)] = [m_1, \dots, m_n]$$

이며, 여기서 m은 상수를 뜻한다. 공분산행렬(covariance matrix)은

$$\bar{C}(h) = E[\bar{Z}(x+h)^T \bar{Z}(x)]$$

여기서 h는 확률변수군들간에 떨어진 거리이며, T는 행렬의 전치(transpose)를 뜻한다. 선형추정자(linear estimator)군은

$$\bar{Z}_k^*(x) = \sum_{k=1}^n \bar{Z}(x_k) \Gamma_k$$

여기서 $\bar{Z}(x_k)$ 는 표본 자료군이며, Γ_k 는 가중치군으로 $n \times n$ 행렬을 이룬다. 가중치군의 총합은 $n \times n$ 단위행렬은

$$\sum_{k=1}^n \Gamma_k = I$$

이고, 가중치군 Γ_k 의 충분조건은 정규크리깅과 같이 불편과 최소 추정분산이다.

$$E [\bar{Z}_i(x) - \bar{Z}_i^*(x)] = [0, 0, \dots, 0]$$

$$\text{Var} [\bar{Z}(x) - \bar{Z}^*(x)] = \text{minimum}$$

여기서 Var은 분산이고, 위의 조건들로부터 코크리깅의 조직은

$$[K] [\Gamma] = [M]$$

여기서

$$[K] = \begin{bmatrix} \overline{C(x_1 - x_1)} & \cdots & \overline{C(x_1 - x_n)} & I \\ \vdots & & & \\ \overline{C(x_n - x_1)} & \cdots & \overline{C(x_n - x_n)} & I \\ I & \cdots & I & 0 \end{bmatrix}$$

$$[\Gamma] = \begin{bmatrix} \Gamma_1 \\ \vdots \\ \Gamma_n \\ \bar{\mu} \end{bmatrix}, \quad [M] = \begin{bmatrix} \overline{C(x_1 - x)} \\ \overline{C(x_n - x)} \\ I \end{bmatrix}$$

이고, $\bar{\mu}$ 는 Lagrange multiplier이다.

추정분산을 나타내는 식을 공분산을 이용해서 나타내면

$$\sigma_k^2 = \text{Tr} \bar{C}(0) - \text{Tr} \left[\sum_{j=1}^n \bar{C}(\mathbf{x} - \mathbf{x}_j) \Gamma_j \right] - \text{Tr} \bar{\mu}$$

이고, 여기서 Tr 은 trace를 뜻한다.

2.5. 지구통계학적 분석

연구지역에 공간적으로 분포하는 지하수위 자료의 특성을 효과적으로 분석하기 위해서는 지구통계학적 기법을 통해 자료가 없는 지역의 값을 추정하여야 한다. 이러한 지구통계학적 기법을 크리깅이라고 한다.

일반적으로 지하수위 분포는 부드러운 변화특성을 가지므로 지하수위 분포 추정 시 정규크리깅이나 만능크리깅(universal kriging)기법을 사용한다. 그러나 지형의 변화가 큰 곳에 대해서는 지하수위만을 이용하여 분포도를 작성하는 것보다 지형적인 조건을 고려할 수 있는 코크리깅을 통해 더 정밀한 지하수위 분포도를 작성할 수 있다(정상용 외, 1995). 본 연구에서는 지하수위와 표고 자료를 정규크리깅과 코크리깅기법을 모두 이용하여 지하수위 등고선도를 작성하였다.

베리오그램 분석을 통해 지하수위와 표고 자료에 대한 베리오그램과 교차베리오그램(cross variogram)모델을 선정하였고, 최적의 결과를 얻기 위해 원시 표고, 지하수위자료와 대수변환한 표고, 지하수위자료에 대해 모두 분석을 실시하였다. 선정된 모델의 적합성 검증을 위해 교차검정(cross validation)을 실시하였다.

2.5.1. 베리오그램 분석

지구통계기법을 적용하기 위해서는 먼저 자료간의 공분산이 요구되는데, 이는 베리오그램 모델로부터 얻어진다. 베리오그램은 공간상에 분포하는 임의의 두 자료 값의 차의 분산으로 구하는데, 이는 공간상에 분포하는 표본 자료의 특성을 나타낸다. 연구지역내 크리깅기법을 이용하기 위한 최적의 모델을 선정하기 위해 베리오그램 분석을 실시하였다.

자료에 적합한 베리오그램 모델을 선정하기 위해서 Robertson(2000)의 R^2 (goodness of fit)과 RSS(residual sums of squares)를 사용하였다. R^2 은 자료들의 베리오그램 모델에서의 적합성을 나타내며, “1.000”에 가까울수록 모델이 적합하다. 또, RSS는 추정치와 자료의 평균과의 차이의 제곱으로, 그 값이 적을수록 선정한 베리오그램 모델이 적합하다는 것을 나타낸다.

Nugget은 자료의 오차(error)로, 이론상 “0”이 나와야 하지만 실제로는 그렇지 못한 경우가 대부분이다. Sill은 일정한 범위 이상의 반베리오그램간의 상관관계가 없어진 상태의 반베리오그램을 나타낸다. Table 3과 4에 지하수위와 표고자료의 베리오그램 분석과 지하수위와 표고자료간의 교차 베리오그램 분석 결과를 모델에 따라 정리하였다. R^2 , RSS와 자료간의 범위를 고려하여 베리오그램 모델을 선정한 결과, 모든 자료들이 구상형 모델이 적합한 것으로 나타났다.

Figure 8에 지하수위자료의 반베리오그램, Figure 9에 표고자료의 반베리오그램을 나타내었다. Figure 10에 대수변환한 지하수위자료의 반베리오그램, Figure 11에 대수변환한 표고자료의 반베리오그램을 나타내었다. Figure 12에 지하수위와 표고자료의 교차 반베리오그램, Figure 13에 대수변환한 지하수위와 표고자료의 교차 반베리오그램을 나타내었다.

Table 3. Variogram models and parameters

Parameter Variable	Model	Nugget	Sill	Range	R ²	RSS
Groundwater level	Spherical	1.000	1377	4690	0.329	1.300E+06
	Exponential	1.000	1368	1600	0.288	1.410E+06
	Gaussian	128.000	1373	2130	0.327	1.302E+06
Elevation	Spherical	13.000	1454	4840	0.370	1.271E+06
	Exponential	1.000	1447	1660	0.326	1.395E+06
	Gaussian	190.000	1451	2260	0.369	1.273E+06
Natural-log transformed groundwater level	Spherical	0.002	0.891	3640	0.232	0.447
	Exponential	0.001	0.893	1320	0.220	0.454
	Gaussian	0.100	0.889	1600	0.231	0.447
Natural-log transformed elevation	Spherical	0.001	0.395	5220	0.464	0.069
	Exponential	0.001	0.394	1840	0.417	0.077
	Gaussian	0.037	0.395	2410	0.459	0.069

Table 4. Cross variogram models and parameters

Parameter Variable	Model	Nugget	Sill	Range	R ²	RSS
Groundwater level and elevation	Spherical	1.000	1390	4800	0.350	1.272E+06
	Exponential	1.000	1382	1640	0.307	1.391E+06
	Gaussian	134.000	1387	2190	0.349	1.274E+06
Natural-log transformed groundwater level and elevation	Spherical	0.001	0.504	5230	0.433	0.132
	Exponential	0.001	0.502	1800	0.382	0.148
	Gaussian	0.042	0.503	2390	0.428	0.133

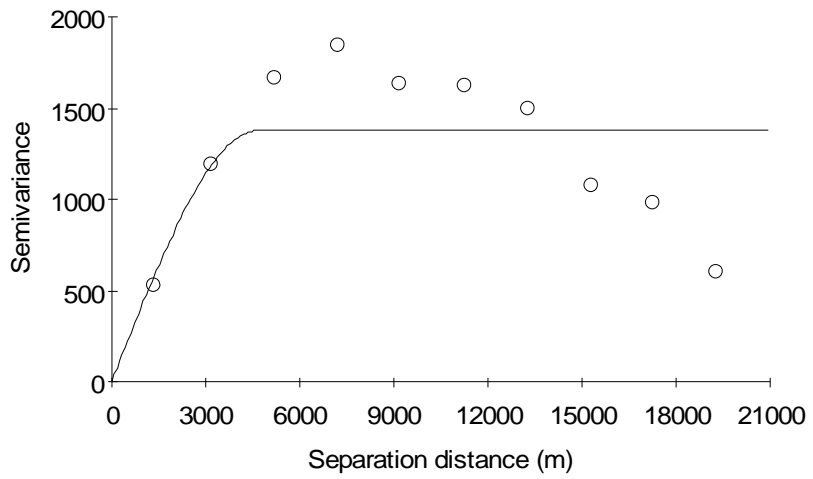


Figure 8. Semivariogram of the groundwater level with spherical model.

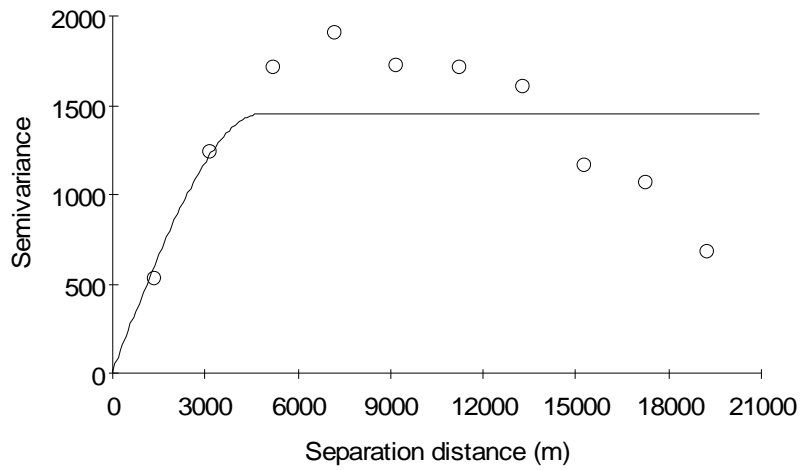


Figure 9. Semivariogram of the elevation with spherical model.

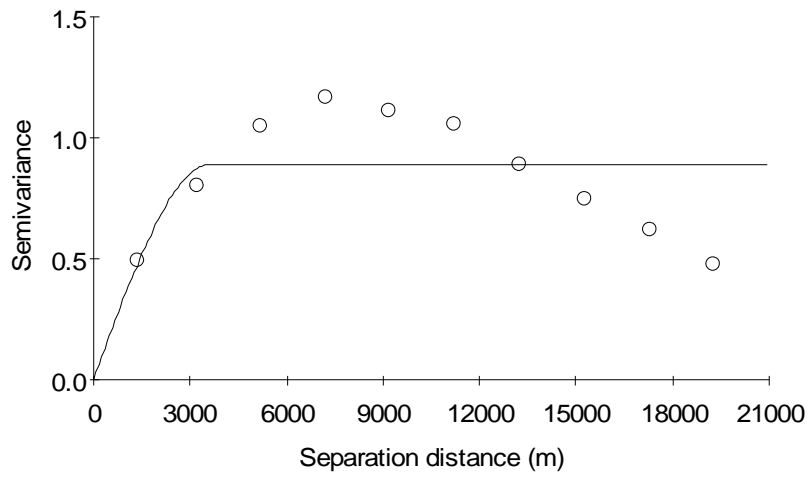


Figure 10. Semivariogram of the natural-log transformed groundwater level with spherical model.

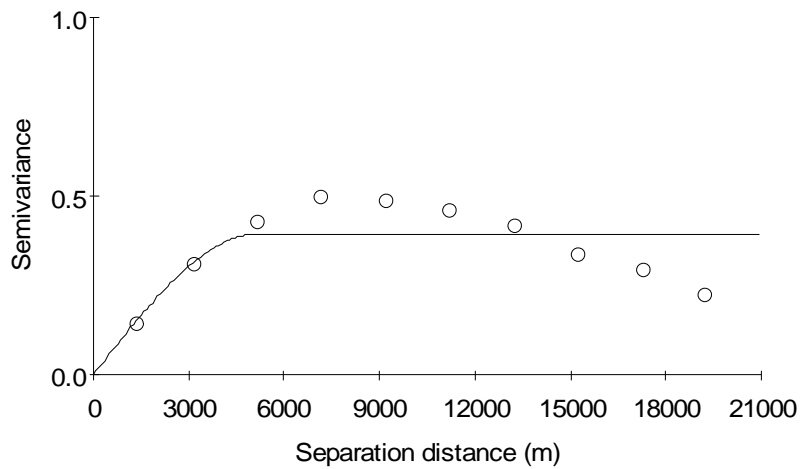


Figure 11. Semivariogram of the natural-log transformed elevation with spherical model.

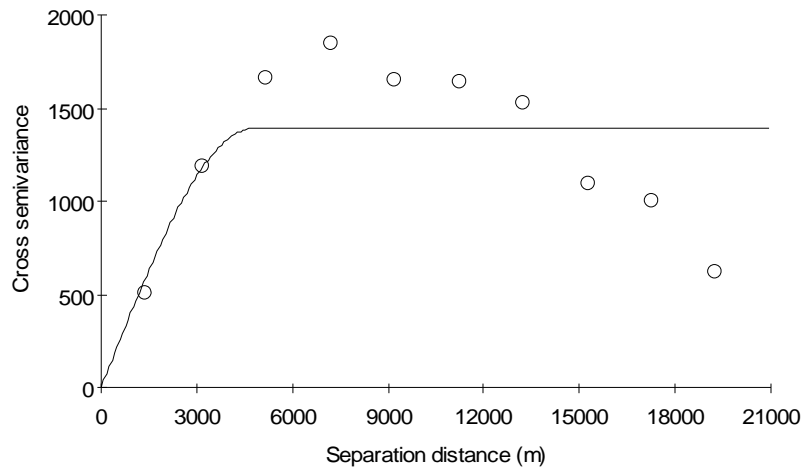


Figure 12. Cross semivariogram of the groundwater level and elevation with spherical model.

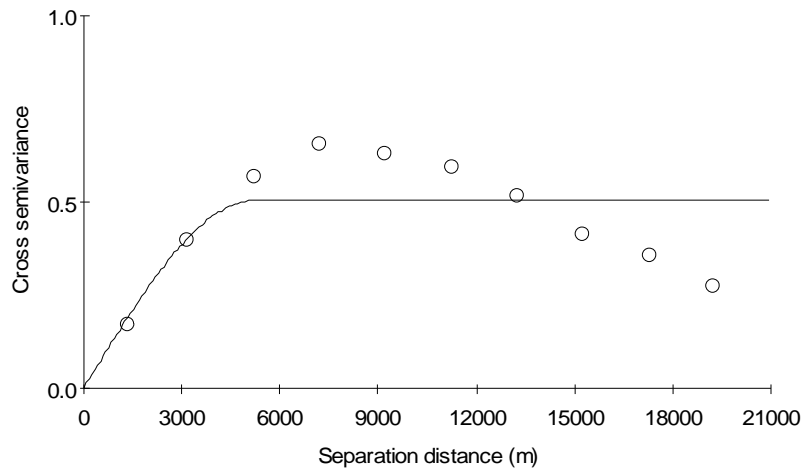


Figure 13. Cross semivariogram of the natural-log transformed groundwater level and elevation with spherical model.

2.5.2. 교차검정(Cross-validation)

교차검정은 어떤 표본자료에 대한 베리오그램 모델이나 교차 베리오그램 모델을 선정하였을 때, 선정된 모델의 적합성을 검증하기 위해 실시한다.

Table 5에 원시 지하수위와 표고자료, 대수변환한 지하수위와 표고자료의 베리오그램에 대한 교차검정 결과를 정리하였다. 회귀계수(regression coefficient)는 선형 회귀선을 나타내는 최소자승 모델에 대한 적합성을 나타내는 것이며, 회귀계수가 "1.000"일 때 완전한 적합성을 가진다. 표준오차(standard error)는 회귀계수의 표준오차를 나타내며, "0"에 가까울수록 높은 적합성을 나타낸다. R^2 은 결정계수 또는 상관계수의 제곱값으로, "1.000"일 때 완전한 적합성을 가진다(Robertson, 2000).

Table 5. Cross validation for selected variogram model

Parameter Variable	Cross-validation				
	Model	Regression coefficient	SE	R^2	y intercept
Groundwater level	Spherical	1.062	0.042	0.712	-0.702
Groundwater level and elevation	Spherical	1.067	0.042	0.723	-0.858
Natural-log transformed groundwater level	Spherical	0.879	0.050	0.547	0.387
Natural-log transformed groundwater level and elevation	Spherical	0.880	0.050	0.551	0.388

Figure 14~Figure 17은 선정된 베리오그램 모델의 적합성을 검정하기 위한 각 자료별 분석결과의 선형회귀선을 나타내었다. Figure 14와 Figure 16은 각각 원시 지하수위와 대수변환한 지하수위자료에 대한 구상형 모델을 선정한 결과의 선형회귀선을 나타내었으며, Figure 15와 Figure 17은 지하수위와 표고를 모두 이용한 원시 자료와 대수변환한 자료에 대한 구상형 모델을 선정한 결과의 선형회귀선을 각각 나타내었다.

Table 5와 Figure 14~Figure 17을 통해, 대수변환한 자료보다 원시 자료를 이용하여 추정된 값이 실제 지하수위에 더 유사하며, 지하수위자료만 이용한 경우와 지하수위와 표고자료를 사용한 경우 모두 상수가 유사하게 나타났다으나, 결정계수가 지하수위와 표고자료를 함께 사용한 경우가 더 높은 것으로 나타났다.

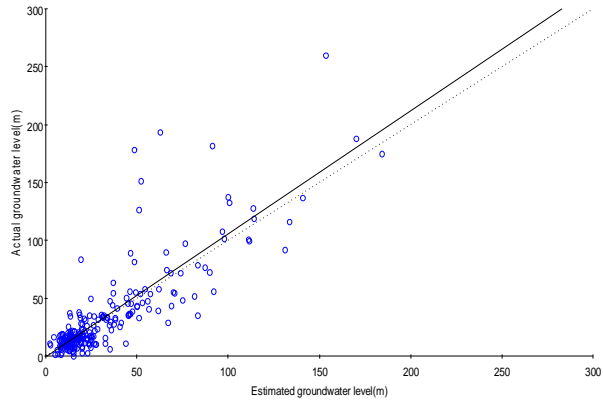


Figure 14. Linear regression of the groundwater level with spherical model.

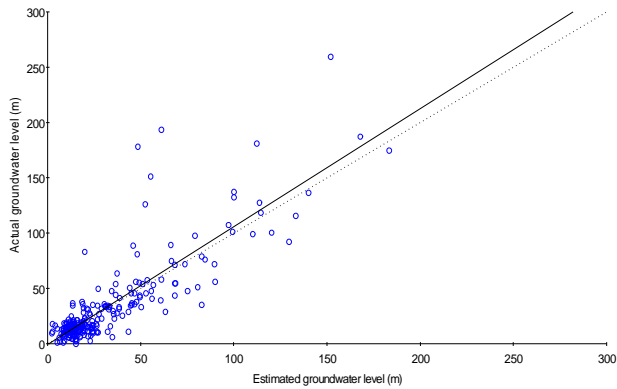


Figure 15. Linear regression of between the groundwater level and elevation with spherical model.

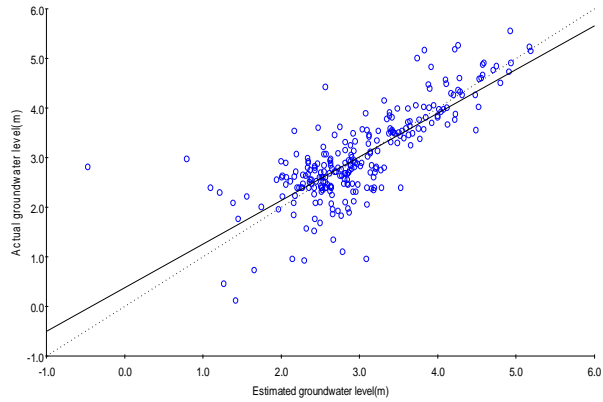


Figure 16. Linear regression of the natural-log transformed groundwater level with spherical model.

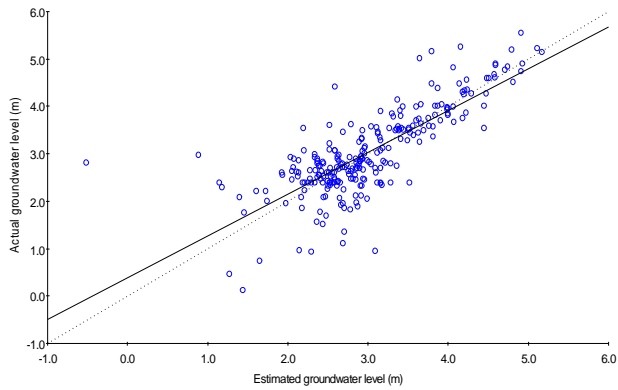
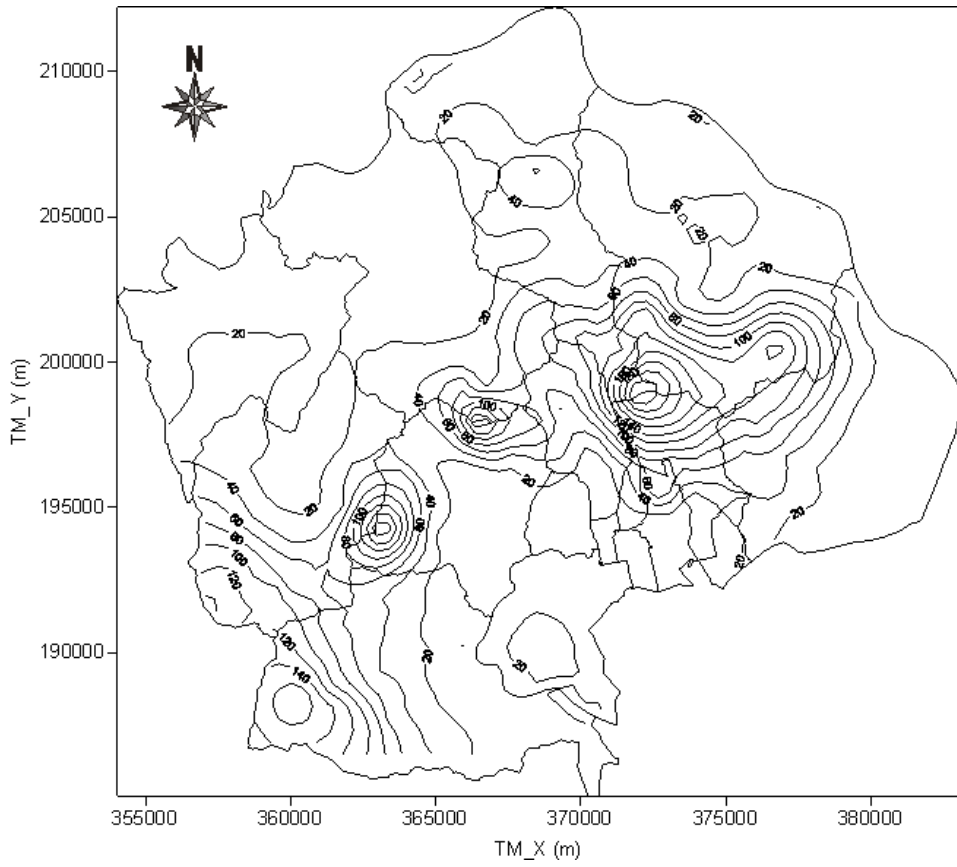


Figure 17. Linear regression of between the natural-log transformed groundwater level and elevation with spherical model.

2.6. 지하수위 등고선도

연구지역내 지하수위 분포특성을 파악하기 위해 255개 지점에서 지하수위를 측정하고 그 지점의 표고를 취득하였다. 조사된 지하수위자료가 수치가 낮은 값들에게 집중되어 있어 정규분포를 이루지 않아 정규분포를 이루기 위해서 자료를 원시 자료와 대수변환한 자료 모두 지구통계학적 분석을 실시하였다. 교차검정 분석결과, 원시 자료가 대수변환한 자료보다 추정된 자료가 실제 지하수위자료에 유사하게 나타났다. 또한 지하수위자료만 사용하는 경우보다 지하수위와 표고자료를 함께 사용할 때, 추정한 자료가 실제 자료에 유사하게 나타났으나 그 차이가 미세하여 정규크리깅과 코크리깅기법을 모두 이용하여 지하수위 등고선도를 작성하였다.

Figure 18은 앞서 선정한 구상형 모델을 이용하여 정규크리깅기법으로 작성된 지하수위 등고선도이며, Figure 19는 구상형 모델을 이용하여 코크리깅기법으로 작성된 지하수위 등고선도이다. 작성한 지하수위 등고선도를 비교한 결과, 두 등고선도가 유사한 형태를 보였다.



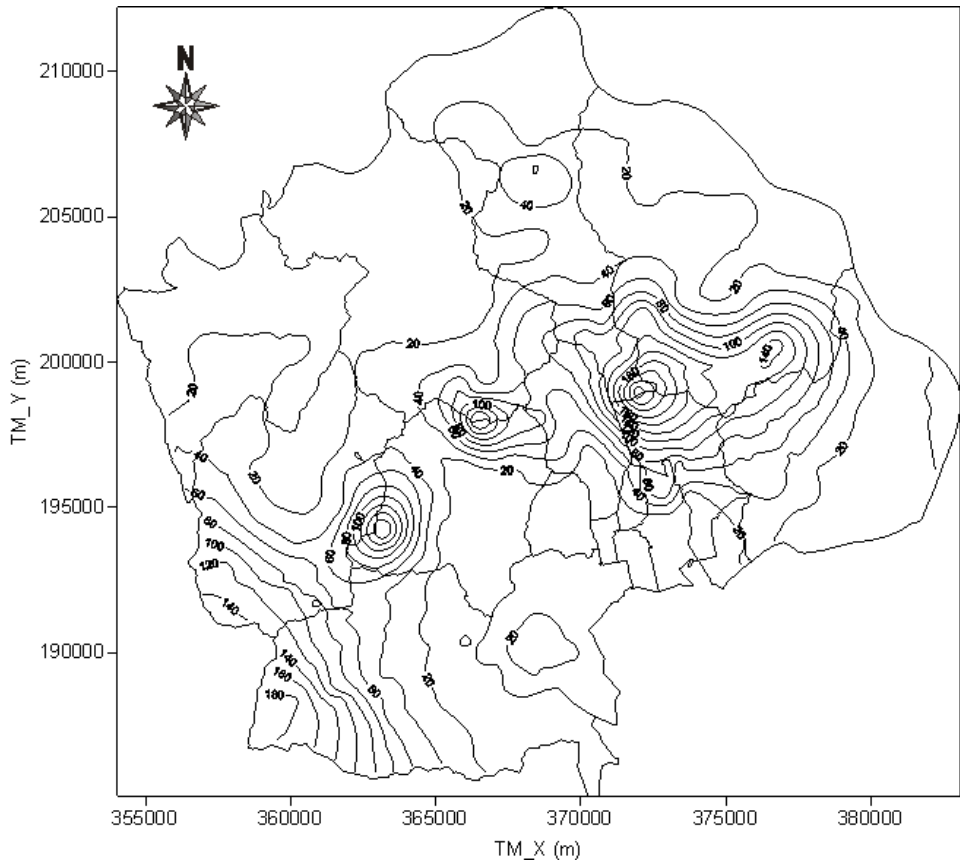


Figure 19. Contour map of the groundwater level using cokriging.

2.7. 지하수 유동방향

2.6장에서 정규크리깅과 코크리깅기법을 이용한 지하수위 등고선도를 작성하였다. 작성한 두 지하수위 등고선도가 매우 유사한 형태로 나타났으나 교차검정 결과, 표고를 고려한 코크리깅기법을 이용한 지하수위 등고선도가 실제 지하수위와 더 유사한 것으로 나타났다. 따라서 코크리깅기법을 이용한 지하수위 등고선도를 바탕으로 지하수의 유동방향을 추정하였다. 연구지역의 광역적인 흐름은 남서쪽에서 북동쪽으로 이어지며 지형조건(산과 하천)에 따라 국지적인 유동체계가 이루어지고 있는 것으로 나타났다(Figure 20).

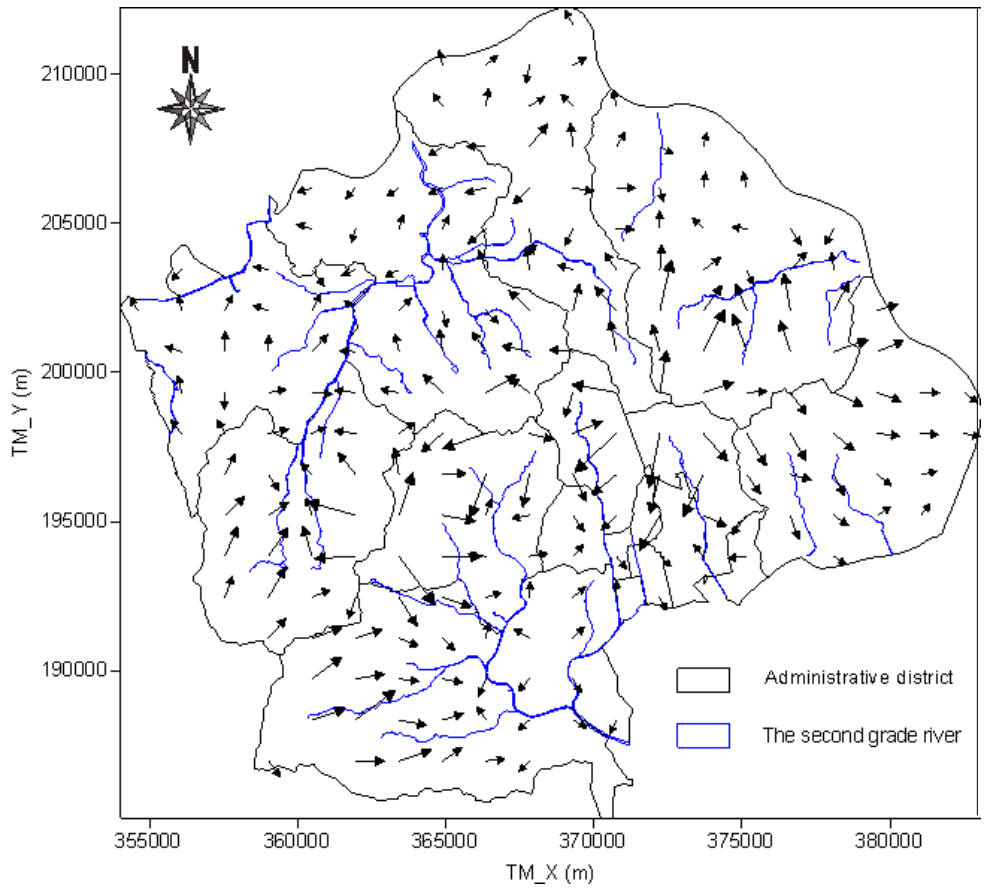


Figure 20. Vector map of the groundwater flow.

3. 질산성질소의 오염원 추정

오늘날 지하수의 과잉채수로 인한 지하수위 감소와 함께, 지하수 오염은 전 세계적인 문제로 대두되고 있다. 지하수 오염 가운데 질산염에 의한 오염은 그 양이 점차 늘고 있으며, 광대하게 확대되고 있다.

질산성질소의 오염은 농촌지역뿐 아니라 도시에서도 발생하는데 본 연구 지역인 김해지역은 농·축산업과 주거지역이 혼재하여 그 오염이 더욱 우려된다. 현재 세계보건기구(WHO)에서 정한 질산성질소와 질산염에 대한 규정은 음용수 수질기준으로, $\text{NO}_3\text{-N}$ 은 10mg/L, NO_3 는 45mg/L이며, 현재 한국, 일본, 중국 등에서 이 규정을 채택하고 있다.

질산성질소의 오염원을 추정하기에 앞서 화학적/미생물학적인 관점에서의 질소순환과 토양과 지하수환경사이에서 질소순환을 이해하고 질산성질소의 위해성에 대해서 알아보았다. 또한 연구지역내 오염이 우려되는 지점을 선정하여 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비를 분석하고 주변의 토지이용현황에 따라 각 지점의 질산성질소 오염원을 추정하고자 한다.

3.1. 질 소

3.1.1. 질소 순환

가. 화학적/미생물학적 질소순환

질소는 생물이 성장하는 데 필수 요소 중 하나로서, 대기의 79%를 차지하는 질소가스와 수중 및 육지 그리고 생물체내에 여러 복합적인 형태로 존재한다. 지각 중 극히 일부분을 차지하고 있는 토양이 함유하고 있는 질소는 매우 적다. 게다가 그 중에서도 일부분만이 식물에게 유용하게 이용된다. 농작물에 의해 흡수되는 양 외에 지하수에 용해되어 유실되기도 하며, 토양에서 탈질화(denitrification)되어 대기로 빠져나가는 양도 적지 않기 때문에 질소에 대한 연구가 비교적 많이 행하여지고 있다.

질소는 Figure 21과 같이 질소고정(fixation), 암모니아화(ammonification), 질소동화(synthesis or assimilation), 질산화(nitrification) 및 탈질화(denitrification)의 단계로 순환한다.

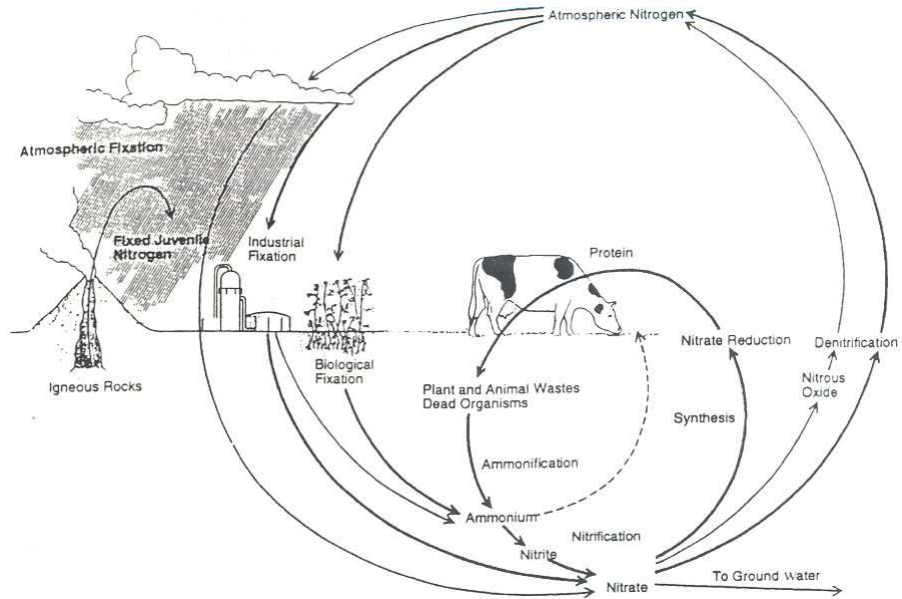
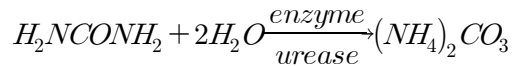


Figure 21. The nitrogen cycle(from U.S. Environmental Protection Agency, in Nitrogen Control, Technomic Publishing, Lancaster, PA, 1994, pp.1-22).

질소고정은 산업 활동 및 생물에 의해 일어나는데, 주로 생물학적 고정이 크다. 자연에서 질소를 고정하는 능력은 가장 원시적인 생물인 세균만이 가지고 있는데 이러한 세균을 질소고정생물(diazotrophs)이라 한다. 질소고정의 첫 산물은 암모니아인데, 이 암모니아는 형성되자마자 곧 동화되어 버린다.

암모니아화는 식물과 동물이 부패되는 과정에서 복잡한 분자가 여러 유기체에 의해 사용된 뒤, 궁극적으로 더 간단한 분자나 이온으로 변하는 것을 뜻한다. 질소를 포함한 화합물은 궁극적으로 암모니아나 암모늄 이온을 형

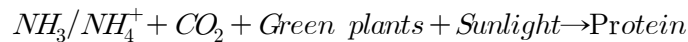
성한다. 예를 들면 다음과 같다.



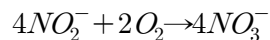
Urea

Ammonium carbonate

질소동화는 종속영양 미생물과 독립영양 미생물들이 NH_4^+ 와 NO_3^- 를 체내로 흡수하여 이들을 단백질로 전환시켜 질소가 제한될 경우까지 성장하는 것을 의미한다.



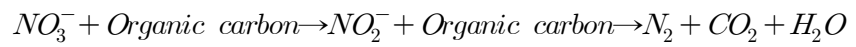
질산화는 질산화미생물에 의해 암모니아가 질산염으로 전환되는 것을 뜻한다. 식물은 질산염을 흡수할 수 있지만 암모니아나 암모늄은 흡수하지 못한다. 따라서 암모늄 이온을 질산염으로 전환하는 것은 대부분의 식물 성장에 필수적이다.



그러나 질산염은 물에 매우 잘 녹아 토양으로부터 쉽게 빠져나가기 때문에 토양 속에 축적되지 못한다.

탈질화는 탈질 미생물에 의해 질산성질소가 질소가스로 전환되는 일련의 과정을 나타낸다. 질산염으로부터 질소분자의 재생 반응은 토양 및 대양 속

의 호기성, 혐기성 조건하에서 일어난다.



앞서 살펴본 암모니아화, 질소동화, 질산화 및 탈질화 과정들을 이해함으로써, 질소를 제어하여 오염된 지하수를 처리할 수 있을 것이다.

나. 토양과 지하수환경사이에서 질소순환

Figure 22에 토양-지하수 환경에서 질소순환의 주된 양상을 묘사하였다. 폐수나 하수, 화학비료, 농작물이나 가축을 통해 토양으로 들어간 질소는 박테리아의 작용 등으로 암모니아화, 질소동화, 질소화 과정을 거쳐 질산염의 형태로 지하수에 용탈(leaching)되거나 토양에 흡착(adsorption)된다.

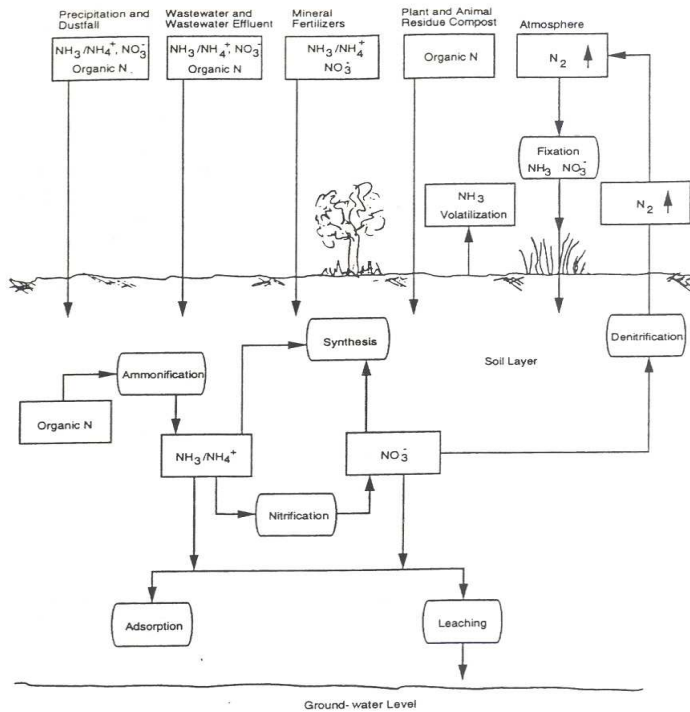


Figure 22. The nitrogen cycle in soil and groundwater(from U.S. Environmental Protection Agency, in Nitrogen Control, Technomic Publishing, Lancaster, PA, 1994, pp.1-22).

3.1.2. 지하수내 질산염의 근원

Keeney(1986, 1989)는 지하수내 질산염의 오염원을 크게 자연적인 요인, 폐기물, 농업, 관개농업으로 나누었다. Kumazawa(1996)는 질산염 및 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 사용하여 화학비료에 의한 오염, 동물성 유기물질에 의한 오염, 자연 토양 질소 유래에 의한 오염으로 구분하였다. 각각의 오염원의 특징은 다음과 같다.

가. 화학비료

식물이 생육하고 결실을 맺으려면 수분, 무기물, 유기질 등 많은 영양분을 필요로 하지만 이들 대부분은 토양이나 공기에서 쉽게 흡수한다. 그러나 식물에서 다량의 수확을 얻으려면 토양에 N, P, K 등의 비료성분을 특별히 많이 보충해야 한다. 비료성분으로서는 가장 다량으로 필요로 하는 N, P, K의 3성분(제1요소), 비교적 소량을 필요로 하는 Ca, Mg, Si의 3성분(제2요소), 극히 미량을 필요로 하는 Fe, Mn, B, Zn, Cu, Mo 등의 성분(미량원소) 등이 있다.

Table 6은 김해지역 농촌에 공급된 화학비료의 성분별 비료공급량이다 (김해시 통계연보. 2004).

Table 6. Supply of chemical fertilizers

(unit : M/T)

Year	By element				
	Total	Nitrogenous	Phosphate	Potash	Other
1998	4,262	2,161	1,053	1,048	—
1999	5,104	2,853	1,015	1,236	—
2000	4,113	2,077	666	672	698
2001	3,090	1,604	692	794	—
2002	3,421	1,806	743	872	—
2003	3,225	1,740	688	797	—

(data : Gimhae statistics report, 2004)

연도에 따라 공급된 비료량은 대체로 감소하는 경향을 보이고 있다. 질소, 인산, 가리질 및 기타성분 중 질소질성분의 공급량은 총 공급량의 50%를 초과하는 것으로 나타났다. 화학비료로 공급된 질소 가운데 순환과정을 거치는 중 질소고정이 일어나지 않은 양은 질소기체로 대기 중에 날아가거나, 지하수에 용탈하게 된다.

나. 축사

가축 분뇨의 성분은 가축의 종류에 따라, 또한 같은 가축의 경우는 사료 등에 따라 큰 차이가 있다. 일반적으로 가축 분뇨 내에 포함하고 있는 성분의 함유율은 Table 7과 같다.

Table 7. The main contents of livestock wastes

(unit : %)

Type Contents	cow dung	horse dung	pig dung	sheep dung	cow urine	horse urine	pig urine	sheep urine
moisture	80.0	75.0	82.0	68.0	92.5	89.0	94.0	87.5
organic matter	18.0	23.0	16.0	29.0	3.0	7.0	2.5	8.0
nitrogen	0.30	0.55	0.60	0.60	1.0	1.2	0.50	1.50
phosphoric acid	0.20	0.30	0.50	0.20	0.01	0.05	0.05	0.10
potassium	0.10	0.33	0.40	0.20	1.50	1.50	1.00	1.80
lime	0.10	0.23	0.05	0.02	0.15	0.02	0.20	3.0
magnesia	0.18	0.10	0.02	0.24	0.10	0.24	0.08	0.25
chlorine	0.01	0.01	0.01	0.01	0.10	0.20	0.10	0.28

Table 7에서 보는 바와 같이 가축의 뇨는 N 성분과 K 성분이 많고 분에는 P 성분이 많다. 이러한 성분들은 2~3개월간 비에 맞는 것만으로도 30~50%정도가 토양이나 지하수로 유실된다. 또한 보통 축사 내의 분뇨의 N성분은 일반 비료에 비해 2배에서 3배 이상을 갖고 있으므로 과잉의 N성분은 질소가스로 탈질하거나 질산염으로 전환하여 지하수에 용탈된다.

축사에 의한 오염은 화학비료에 의한 오염에 비해 질산성질소의 농도가 높으며, 또한 염소 성분의 농도도 증가하는 특징을 보인다.

다. 생활오수

하수의 수집과 처리장까지의 이송에 관한 역사는 Porter 등(1975a)과 Parker와 Penning-Rowell(1980)에 의해 정리·발표되었다. 영국은 95%, 미국에서는 75% 정도가 가정에서 처리장까지 하수관으로 연결되어 있으며, 수집된 오수를 처리장에서 처리과정을 거친 후 방류하고 있다. 물론 도시 지역의 하수는 100% 수집, 이송, 처리되고 있다. 하수처리원리는 물을 오염시키는 하수의 여러 성분이 처리장에서 미생물에 의하여 산화되어 오염도를 감소시키는 것이며, 만일 처리하지 않으면 이 과정은 하천, 강, 호수 등의 수계에서 일어날 것이다. 일반적으로 80%의 유기물이 이 방식으로 산화된다(Mason, 1981). 하수의 주성분(탄소, 질소, 인 등)은 산화되나 이들은 용해성 무기물로 되어 처리수에 고농도로 방류된다. 따라서 하수처리장은 가동되자마자 고농도의 질소와 인의 점오염원이 된다.

인간이 배설하는 분뇨는 평균 1인당 연간 490Kg 정도이다. 인뇨 중에는 약 2%의 요소, 1%의 식염(NaCl) 그밖에 많은 가용성분이 들어있다. 이 1%의 식염이 토양에 들어가면 Na^+ 성분이 토양입자에 흡수되어 있는 Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ 및 그 밖의 성분을 추방하여 대신 들어가게 된다. 토양입자에 흡수된 Na^+ 성분은 빗물 등으로 비교적 간단하게 입자에서 분리되는 성질을 가지고 있기 때문에 그 결과 토양입자는 H^+ 성분이 많이 흡수되어 토양은 산성화된다.

3.1.3. 질산성질소의 위해성

가. 청색증

블루베이비병(Blue Baby, 청색증)은 1945년 미국의 Comly에 의해 유아에서의 발병이 처음 보고되었는데, 다량의 질산이 함유되어 있는 식수로 인해 발생한 질병으로 푸른 아기라는 뜻에서 블루베이비라는 이름이 붙여져 있다. 질산은 체내 혈액에서 헤모글로빈과 결합하여 산소운반을 방해하며, 이 때문에 호흡으로 얻어진 산소가 신체 각 부분으로 전달되지 못하여 몸이 푸른색으로 변하게 된다. 블루베이비 증상이 나타나면 성장발육이 저해되고 빈혈 등으로 인해 심할 경우는 사망하게 된다.

1953년부터 1960년 사이에 체코에서 태어난 수백 명의 어린이가 푸른색으로 변해간다는 보고가 이어지고, 특히 산모는 건강한데도 갓 태어난 아기가 푸른색을 띠는 사례가 많아지게 되었다. 즉 이러한 증상은 체내 헤모글로빈이 충분한 어른에게는 발생 빈도가 낮지만 신체활동에 비해 산소운반 헤모글로빈의 양이 부족한 어린이에게는 체내에 유입되는 질산의 양이 적더라도 쉽게 나타난 것이다. 특히 산모의 혈액을 통해서 산소를 공급받아야 하는 태아의 경우 매우 적은 질산에도 영향을 크게 받는다(이수식, 2003).

나. 소화기 계통의 질병

발생가능성이 큰 위험으로는 질산염이 아질산염으로 전환된 후, 곧바로 아미노산과의 반응을 통해 인간의 소화계 내에서 형성될 수 있는 발암성 니트로소아민(nitrosoamine)에 의한 것이다(Peter O'Neill, 1996).

다. 수계의 부영양화

부영양이란 말은 1907년 독일의 식물학자인 Weber가 이탄습지의 증가 실험에서 초기상태를 결정짓는 영양 상태를 나타내는 말로 처음 사용되었다 (최영길 외, 2000). 본래 수생생태계에서 질소, 인, 때로는 실리콘, 칼륨, 칼슘, 철이나 망간 등과 같은 식물에 대한 영양증가물질의 생물학적 영향과 효과에 대해 표현할 때 사용한 것으로 정확히 정의하는 것은 어렵다. 왜냐 하면 호소, 강, 하구 등의 영양상태에서 중영양상태나 빈영양상태라 부르는 것에 대한 상대적인 표현이기 때문이다. 환경오염측면에서 부영양화라는 것은 주변으로부터 영양오염물질, 즉 질소나 인 등이 다량 포함된 축산폐수, 생활하수 등이 과도하게 유입되어 정상적인 물질순환상태를 교란시키게 되면 조류의 이상번식을 초래하고 이것은 먹이연쇄의 다음 단계에 연쇄적으로 영향을 미쳐 종의 다양성 감소와 물의 오염을 가져오게 된다(우달식, 2002).

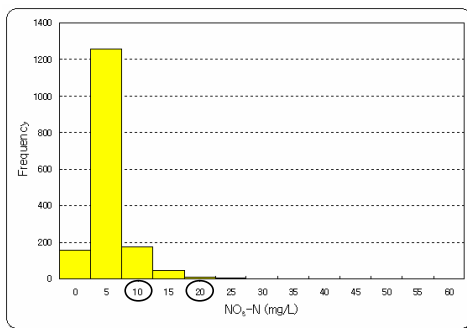
3.2. 질산성질소의 농도 분포

김해지역 내 질산성질소의 농도가 음용수 기준치(10mg/L)를 초과하는 지점의 비율을 분석하여 오염이 우려되는지를 알아보기 위해 2002년에서 2004년까지 각 연도별로 질산성질소의 농도자료를 분석하였다(건교부, 2002~2004). Figure 23은 질산성질소의 농도를 히스토그램으로 나타낸 것이며, Table 8은 일반통계특성을 나타낸 것이다. 2002년 질산성질소의 분석결과, 자료의 범위는 0~45.7mg/L이며, 평균과 분산은 각각 2.31mg/L, 11.09mg/L이다. 2003년에는 범위가 0~57mg/L이며, 평균과 분산은 각각 3.01mg/L, 23.54mg/L로 분석되었다. 2004년에는 범위가 0~43.4mg/L이며, 평균과 분산은 각각 3.01mg/L, 24.76mg/L로 나타났다. 분석된 질산성질소의 통계치를 보면 연도별 평균 질산성질소의 농도가 2.0mg/L 이상의 농도가 꾸준히 유지되고 있음을 알 수 있다. 연도별로 음용수 기준치를 넘는 지점이 각각 64지점(총 1651지점), 63지점(총 1107지점), 31지점(총 409지점)로 나타났고, 생활용수 기준치(20mg/L)를 넘는 지점은 각각 6지점, 17지점, 7지점으로 나타났다. 각 조사시기동안 기준치를 초과하는 지점이 일정비율 존재하는 것을 알 수 있었다. 따라서 추후에도 연구지역내 질산성질소에 의한 오염이 존재할 것으로 판단되어, 오염이 우려되는 지점을 선정하여 오염원을 추정하고자 하였다.

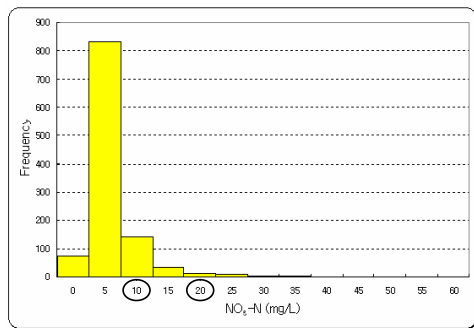
Table 8. General statistic analysis of NO₃-N concentrations

(unit: : mg/L)

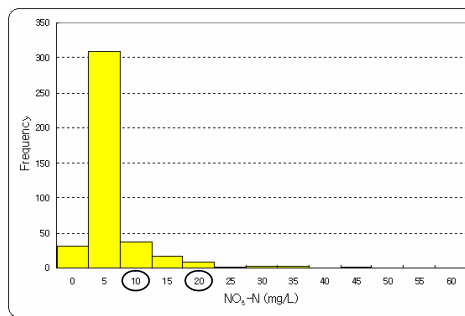
Statistics	2002 (year)	2003 (year)	2004 (year)
Number of data	1651	1107	409
minimum	0.00	0.00	0.00
maximum	45.70	57.00	43.40
mean	2.31	3.01	3.01
median	1.10	1.40	1.20
variance	11.09	23.54	24.76
standard deviation	3.33	4.85	4.98
skewness	3.60	4.72	3.75
kurtosis	24.55	34.79	18.78



(a) Year 2002



(b) Year 2003



(c) Year 2004

Figure 23. Histograms of NO₃-N concentrations.

3.3. 조사공 위치

Figure 24는 연구지역내 질산성질소의 오염원을 추정하기위해 선정한 59개 지점을 나타낸 것이다. 조사는 2004년 8월~9월 사이에 실시되었으며, 각 지점에 대하여 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비를 분석하였다. 또한 구체적인 오염원을 구별하기 위하여 조사지점을 기준으로 반경 500m의 토지이용현황을 조사하였다.

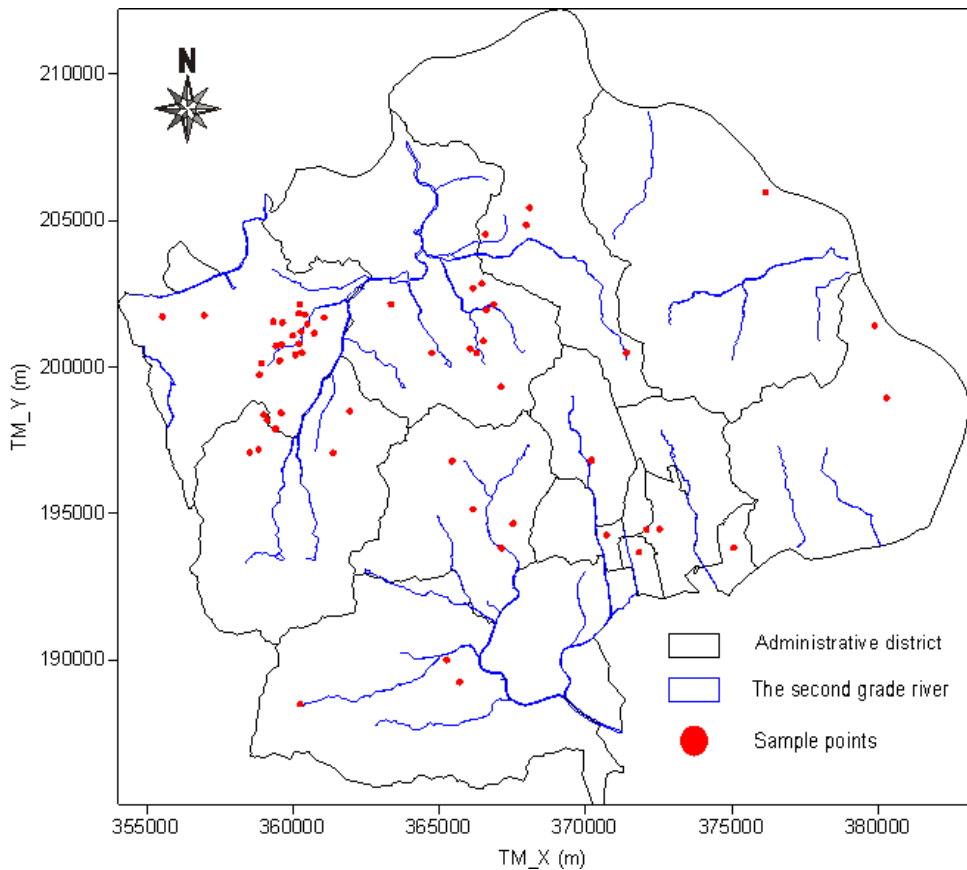


Figure 24. Location map of sampling wells.

3.4. 질산성질소의 오염원 추정

연구지역내 질산성질소의 오염이 우려되는 59개 지점에 대해 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비에 대해 분석을 실시하였다. 분석한 자료를 이용하여 지하수내 질산성질소의 기원을 추정하였다. 질산성질소의 농도와 $\delta^{15}\text{N}$ 값의 범위만으로 추정하기 어려운 지점에 대해서는 각 오염원에 대한 기여율을 추정하였다(Knowles, 1992; Nakanishi, 1995).

3.4.1. 추정 이론

가. 이론

질소에는 ^{14}N , ^{15}N 안정동위원소가 존재하며 자연계 순환과정에서 일어나는 물리화학적 또는 생화학적 반응에 의해 동위원소의 존재비가 변하게 되며 이를 나타내는 $\delta^{15}\text{N}$ 은 다음과 같이 표현된다.

$$\delta^{15}\text{N}(\%) = \frac{R_S - R_R}{R_R} \times 1000$$

여기서 R_S 는 시료 중 질산성 질소($\text{NO}_3\text{-N}$)의 $^{15}\text{N}/(^{15}\text{N} + ^{14}\text{N})$, R_R 은 표준물질인 대기 중 N_2 의 $^{15}\text{N}/(^{15}\text{N} + ^{14}\text{N})$ 로 0.3663 atom%로 알려져 있다.

지하수 중 질산성 질소의 $\delta^{15}\text{N}$ 을 측정하면 그 오염원을 추정할 수 있는데, 인위적인 오염원이 없는 상황에서 지하수 중 질산성질소 농도 증가는

한계가 있기 때문에, 질산성질소의 농도가 2mg/L 이상이면 인위적인 오염원이 있다고 가정한다(Mueller.D.K., 1996). 따라서 질산성질소의 값이 2mg/L 이상이면서, $\delta^{15}\text{N}$ 값이 +5%이하인 경우, 화학비료에 의한 오염원으로 본다. 그리고 자연토양유기물에서 유래되는 $\delta^{15}\text{N}$ 값은 +4~+9%, 생활하수와 축산폐수에 의한 오염은 +10~+20%이라고 분석하고 있다. 그러나 생활하수와 축산폐수는 그 범위가 거의 유사하므로, 토지의 이용환경에 따라 분류한다(Kreitler et al., 1983; Aravena et al., 1993; Komor et al., 1993; Wilson et al., 1994).

또한, 질산성질소의 농도가 높으면서 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 +5~+10%인 경우는 두 가지 이상의 오염원이 관여하는 것으로 본다. 즉, 단순히 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 기준으로 오염원을 구분할 경우 토양질소에 의한 오염으로 판단할 수 있지만 인위적인 오염이 없는 경우에서 지하수중 질산성질소의 농도 증가의 한계가 있으므로 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 다른 두 가지 이상의 오염원의 혼합에 의한 희석효과로 판단하는 것이 합리적이다(류순호 외, 1999).

나. 오염원의 기여율 추정

두 가지 이상의 오염원에 의한 오염이 예상되는 경우에 이용되는 오염원 추정방법으로, 연구지역내 주 오염원들의 전형적인 $\delta^{15}\text{N}$ 범위를 이용하여 오염원별 기여율을 추정하여 질산성질소의 오염원을 해석한다. 이에 대해 Knowles(1992)는 자연토양에서 유래된 오염이 매우 작다는 점을 착안하여 자연토양에 의한 오염을 배제한 화학비료와 생활하수 또는 축산폐수에 의한 기여율을 분석하는 계산식을 보고한 바 있는데, 화학비료에 대한 기여율에 대한 계산식을 보면 다음과 같다.

$$N_{DFE}(\%) = \frac{(\delta^{15}N_M - \delta^{15}N_G)}{(\delta^{15}N_M - \delta^{15}N_F)} \times 100$$

여기서, N_{DFE} : 화학비료부터 유래된 질산염의 기여도(%)

$\delta^{15}N_G$: 지하수중의 질산염의 $\delta^{15}N$ 값(‰)

$\delta^{15}N_F, \delta^{15}N_M$: 각각 화학비료와 생활하수 or 축산폐수의 $\delta^{15}N$ 값(‰)

Nakanishi(1995)는 위 식에서 자연토양기원에서 기인하는 오염에 대한 항을 추가하여 질산성질소 오염원을 추정하는 계산식을 보고한 바 있다. 다시 말해, 질산성질소의 주 오염원 모두에 대한 기여율을 추정하는 것이다. 식은 다음과 같이 나타낸다.

$$\begin{aligned} W &= X + Y + Z \\ aW &= bX + cY + dZ \end{aligned}$$

여기서, W : 지하수중의 질산염 농도(mg/L)

X : 화학비료로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

Y : 생활하수 or 축산폐수로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

Z : 자연토양으로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

a, b, c, d : 분석시료 각 오염원별 $\delta^{15}N$ 값(‰)

3.4.2. 추정 결과

질산성질소의 오염이 우려되는 59개 지점에 대한 분석 자료를 이용하여 질산성질소의 오염원을 추정하였다. Table 9는 분석에 이용한 자료를 정리하였다. Table 10과 Figure 25에 각각 일반통계특성과 히스토그램(histogram)을 나타내었다. 일반통계 분석결과, 자료의 범위는 0~29mg/L이며, 평균은 8.86mg/L, 분산은 64.28mg/L로 나타났다. 음용수기준치인 10mg/L을 초과하는 지점이 22지점으로, 전체의 37%에 해당한다.

Table 9. NO₃-N concentrations and δ¹⁵N values of the study wells

Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	δ ¹⁵ N (‰)	Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	δ ¹⁵ N (‰)	Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	δ ¹⁵ N (‰)
GH-01	0.08	7.1	GH-23	4.70	8.1	GH-43	1.10	13.9
GH-02	16.38	12.3	GH-24	1.20	9.7	GH-44	11.20	8.8
GH-03	10.06	5.2	GH-25	0.10	5.1	GH-45	5.60	11.6
GH-04	11.27	12.8	GH-26	12.60	13.2	GH-46	n.d	n.d
GH-05	15.86	12.9	GH-27	7.80	12.4	GH-47	0.10	11.4
GH-06	7.17	13.4	GH-28	4.60	9.2	GH-48	26.80	8.6
GH-07	6.52	13.5	GH-29	6.40	10.1	GH-49	4.00	15.1
GH-08	2.65	12.0	GH-30	5.70	14.8	GH-50	27.40	8.4
GH-09	3.40	8.8	GH-31	2.10	7.7	GH-51	n.d	n.d
GH-10	1.11	23.9	GH-32	29.00	11.3	GH-52	25.20	6.1
GH-11	11.38	0.4	GH-33	1.60	10.7	GH-53	5.40	10.2
GH-12	13.11	9.0	GH-34	7.30	13.6	GH-54	6.20	11.5
GH-13	18.97	25.9	GH-35	8.00	9.1	GH-55	1.40	13.4
GH-14	17.55	7.2	GH-36	n.d	n.d	GH-56	15.86	12.9
GH-15	12.98	12.2	GH-37	2.00	8.6	GH-57	2.56	26.9
GH-16	3.35	11.0	GH-38	1.30	4.9	GH-58	11.45	17.6
GH-17	26.59	0.3	GH-39	4.10	8.4	GH-59	25.61	-0.2
GH-19	12.70	2.0	GH-40	7.50	4.5	GH-60	8.26	10.2
GH-20	16.13	3.0	GH-41	6.10	22.8	GH-61	3.77	7.7
GH-21	17.71	1.4	GH-42	3.90	10.1			

Table 10. General statistics of NO₃-N concentration data

Statistics	NO ₃ -N (mg/L)
Number of data	59
Minimum	0.00
Maximum	29.00
Mean	8.86
Median	6.40
Variance	64.28
Standard deviation	8.02
Skewness	1.04
Kurtosis	0.25

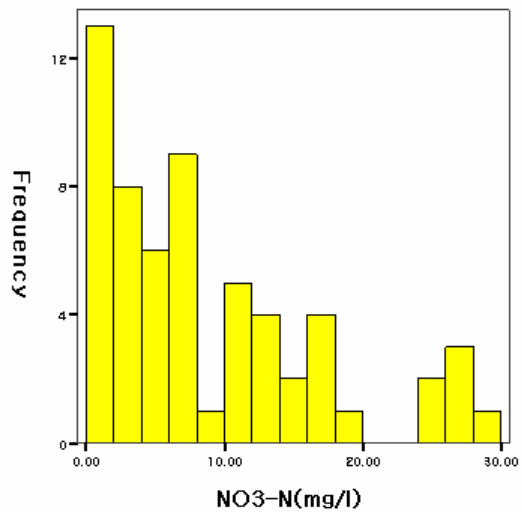


Figure 25. Histogram of NO₃-N concentrations.

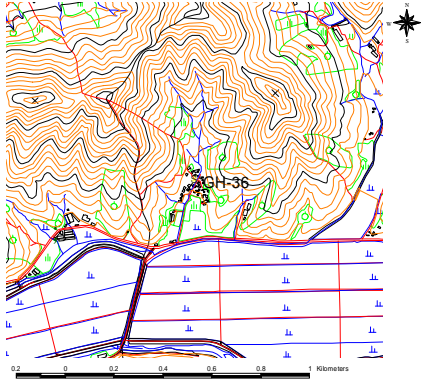
1) 미오염

연구된 바에 따르면 인간 활동의 영향을 받지 않은 자연 상태의 지하수의 질산성질소의 농도는 2mg/L 이하이다. 따라서 질산성질소의 농도가 2mg/L 이하의 지점을 미오염으로 선정하였다. 선정된 결과는 Table 11에 나타내었다.

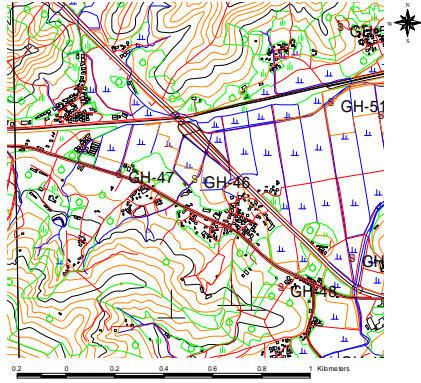
미오염으로 선정된 지점을 모두 13개 지점이며, 질산성질소가 검출되지 않은 3개 지점도 포함되어있다. 미오염지점내 평균 질산성질소의 농도는 0.77mg/L, 평균 질소안정동위원소비는 8.35‰로 나타났다. Figure 26은 선정된 지점들 중 불검출지점들과 미오염으로 추정된 4지점들의 위치도이다.

Table 11. Non-contaminated wells

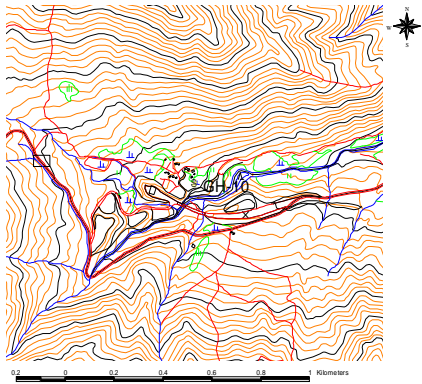
Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	δ ¹⁵ N (‰)	Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	δ ¹⁵ N (‰)
GH-01	0.08	7.1	GH-38	1.30	4.9
GH-10	1.11	23.9	GH-43	1.10	13.9
GH-24	1.20	9.7	GH-46	n.d	n.d
GH-25	0.10	5.0	GH-47	0.10	11.4
GH-33	1.60	10.7	GH-51	n.d	n.d
GH-36	n.d	n.d	GH-55	1.40	13.4
GH-37	2.00	8.6			



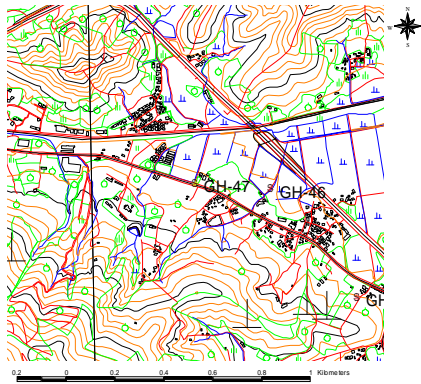
(a) GH-36



(b) GH-46



(c) GH-10



(d) GH-47

Figure 26. Map of not detected(a, b) and not contaminated(c, d) wells.

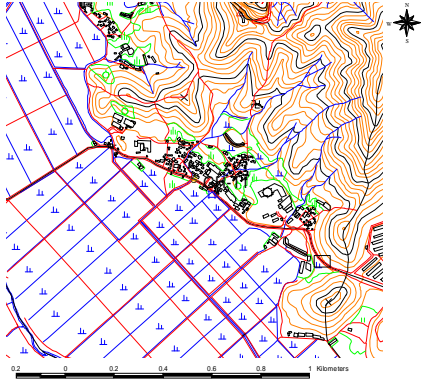
2) 화학비료에 의한 오염

인공적인 질소비료는 대기를 원료로 사용하고 있기 때문에 $-5\sim+5\%$ 의 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 보인다(주창오 외, 2002). 따라서 질산성질소의 농도가 인위적 오염이 예상되는 농도인 2mg/L 이상이면서 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 5% 이하인 지점을 화학비료에 의한 오염으로 추정하였다. Table 12에 화학비료로 인한 오염으로 추정된 지점들을 나타내었다.

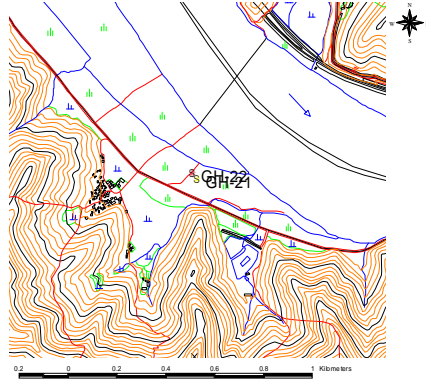
추정된 총 7개 지점들의 질산성질소 평균 농도는 16.80mg/L 이고 평균 $\delta^{15}\text{N}$ 은 1.63% 로 나타났다. Figure 27은 선정된 지점 중 4개 공에 대한 위치도이다.

Table 12. Chemical fertilizer contaminated wells

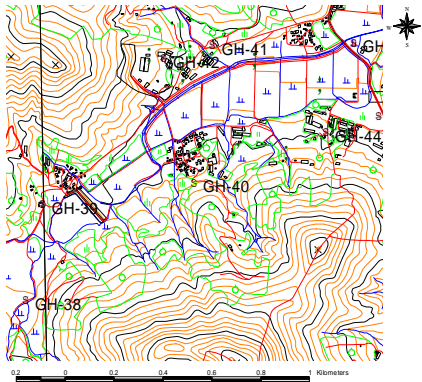
Well No.	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (%)
GH-11	11.38	0.4
GH-17	26.59	0.3
GH-19	12.70	2.0
GH-20	16.13	3.0
GH-21	17.71	1.4
GH-40	7.50	4.5
GH-59	25.61	-0.2



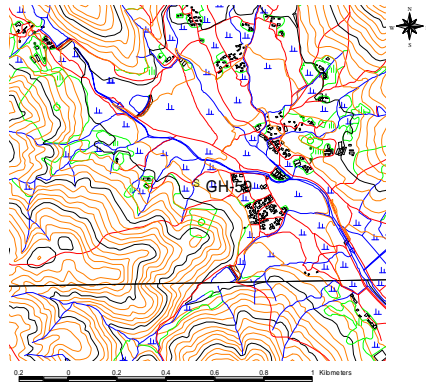
(a) GH-11



(b) GH-21



(c) GH-40



(d) GH-59

Figure 27. Map of chemical fertilizer contaminated area.

3) 생활하수 & 축산폐수에 의한 오염

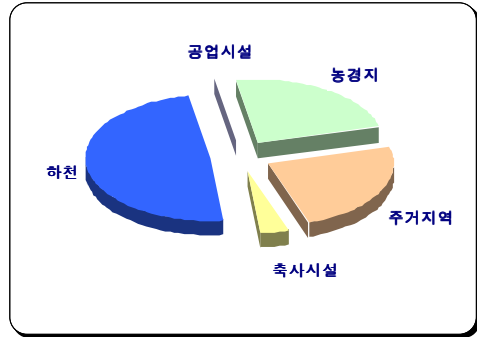
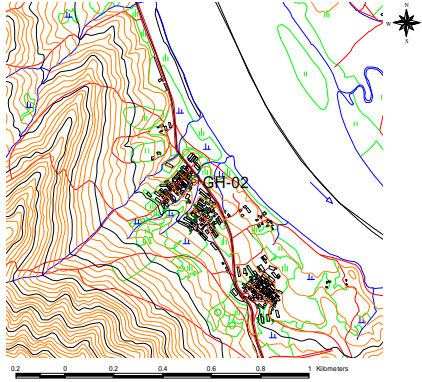
분뇨는 가벼운 $\delta^{15}\text{N}$ 값으로 구성된 암모늄의 기화와 산화작용으로 점점 무거운 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 갖게 된다. 즉, 분뇨가 함유된 질소는 +5‰의 값을 갖는데, 이들이 질산염으로 전이됨에 따라 그 값이 +10~20‰로 증가하는 현상이 나타나게 된다.(Kreitler, 1979). 따라서 질산성질소의 농도가 2mg/L 이상이면서 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 10‰이상인 지점을 생활하수·축산폐수에 의한 오염으로 분석하였다. Table 13에 생활하수·축산폐수에 의한 오염으로 추정된 지점들을 나타내었다.

이 지점들의 질산성질소 평균농도는 9.33mg/L이고 평균 $\delta^{15}\text{N}$ 은 14.01‰로 나타났다.

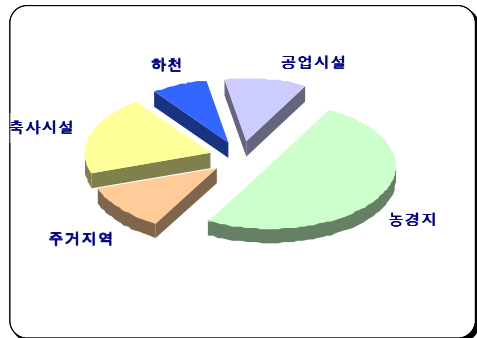
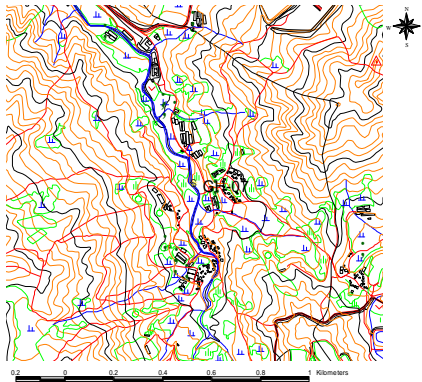
Table 13. Livestock wastes or domestic sewages contaminated wells

Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
GH-02	16.38	12.3	GH-32	29.00	11.3
GH-04	11.27	12.8	GH-34	7.30	13.6
GH-05	15.86	12.9	GH-41	6.10	22.8
GH-06	7.17	13.4	GH-42	3.90	10.1
GH-07	6.52	13.5	GH-45	5.60	11.6
GH-08	2.65	12.0	GH-49	4.00	15.1
GH-13	18.97	25.9	GH-53	5.40	10.2
GH-15	12.98	12.2	GH-54	6.20	11.5
GH-16	3.35	11.0	GH-56	15.86	12.9
GH-26	12.60	13.2	GH-57	2.56	26.9
GH-27	7.80	12.4	GH-58	11.45	17.6
GH-29	6.40	10.1	GH-60	8.26	10.2
GH-30	5.70	14.8			

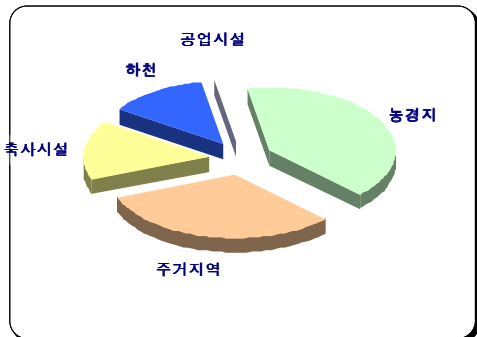
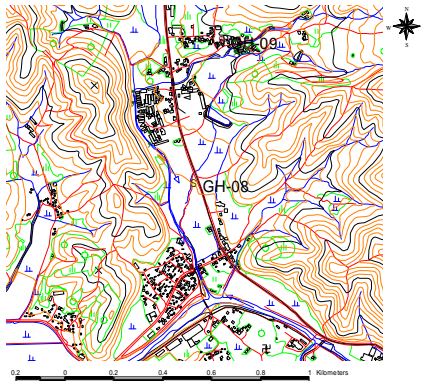
엄밀하게는 축산폐수에 의한 질산성질소의 오염과 생활하수에 의한 오염을 구분하여야하나, 그 범위가 유사하여 질산성질소의 농도와 질소동위원소비만으로 나누기는 어렵다. 따라서 생활하수와 축산폐수는 관측지점의 토지이용환경에 따라 분류한다. 본 연구에서는 관측지점 주변의 지형조건과 2장에서 추정된 지하수위 분포를 고려하여 축산폐수로 인한 오염과 생활하수로 인한 오염을 구분하였다. Figure 28과 Figure 29에는 각 지점들의 위치도와 파이 차트(pie chart)를 나타내었다. 여기서 위치도란 특정 지점을 기준으로 반경 500m내의 지형 및 오염원을 나타낸 것을 말하며, 파이 다이어그램은 해당 오염원의 분포면적을 나타낸 것이다. 따라서 파이 차트를 통해 각 지점 주변의 오염원 분포현황을 파악하고, 위치도를 이용하여 지형에 따른 지하수의 흐름방향을 추정하여 각 지점의 오염원을 분류하였다. Figure 28은 축산폐수에 의한 오염으로 추정된 지점을 나타내었고 Figure 29는 생활하수에 의한 오염으로 추정된 지점을 나타낸 것이다. Table 14에 오염원 추정 결과를 표로 정리하였다.



(a) GH-02

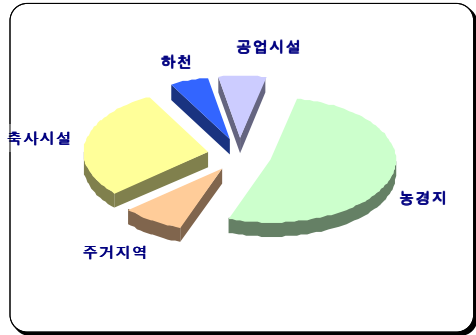
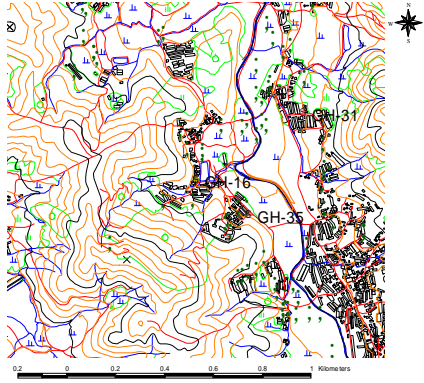


(b) GH-07

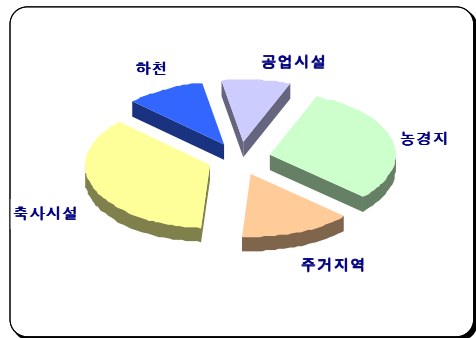
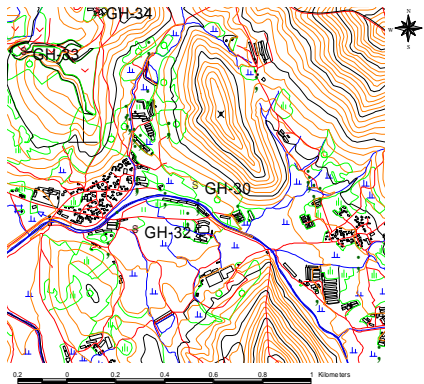


(c) GH-08

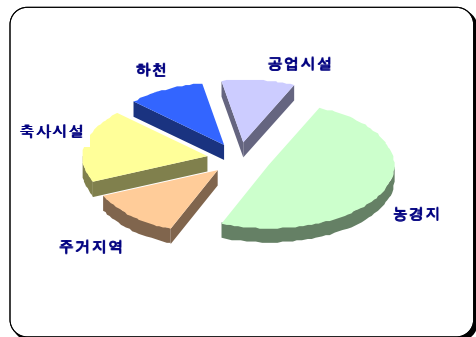
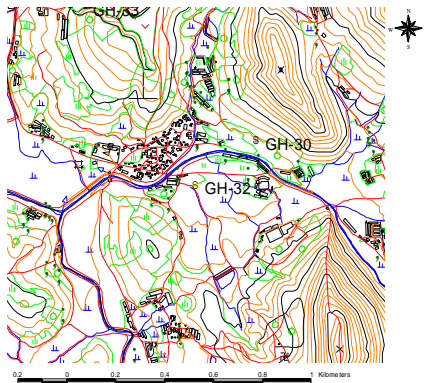
Figure 28. Maps of livestock wastes contaminated area.



(d) GH-16

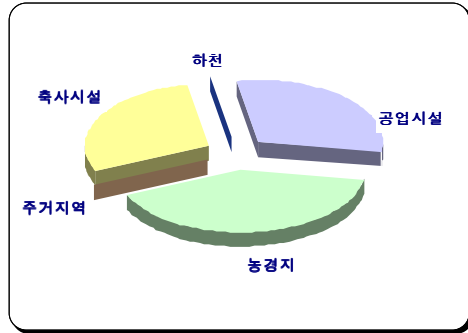
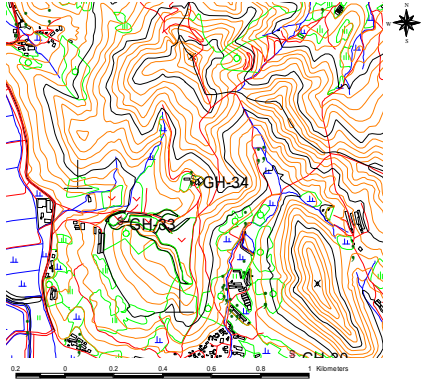


(e) GH-30

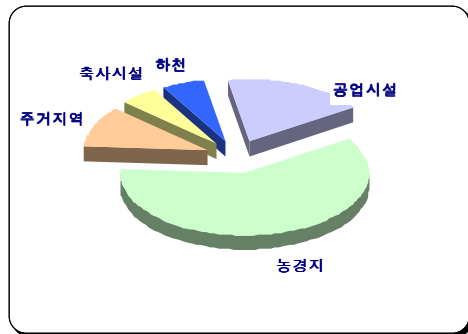
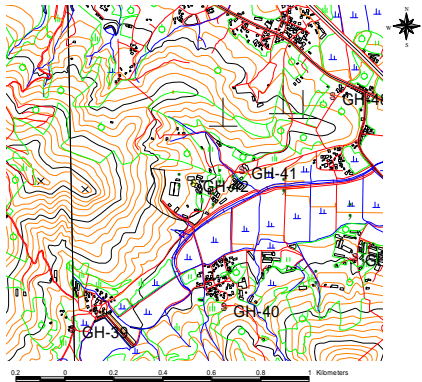


(f) GH-32

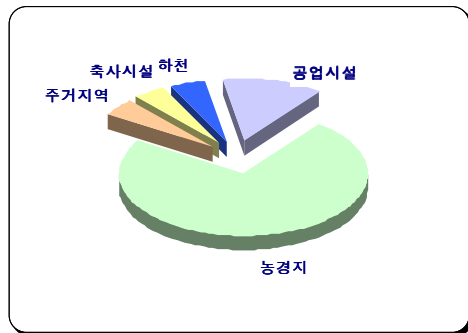
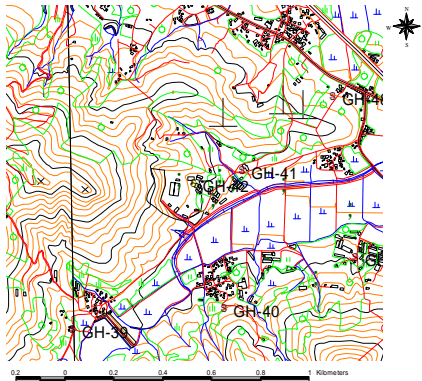
Figure 28. (continued).



(g) GH-34

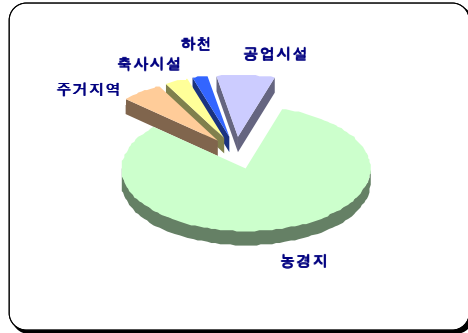
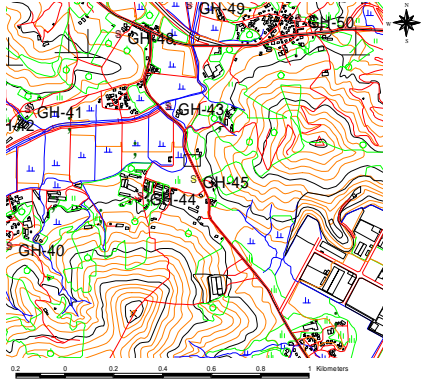


(h) GH-41



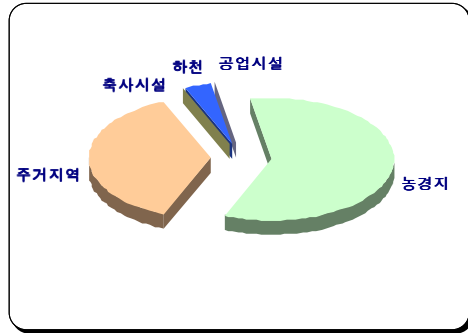
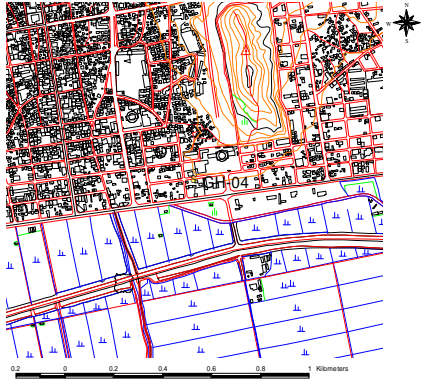
(i) GH-42

Figure 28. (continued).

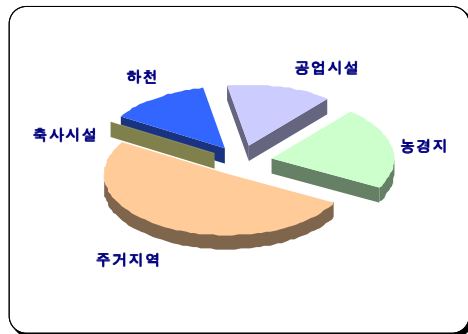
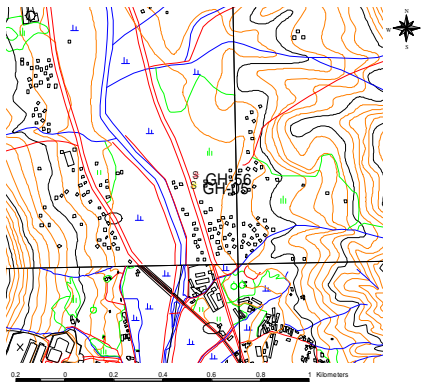


(j) GH-45

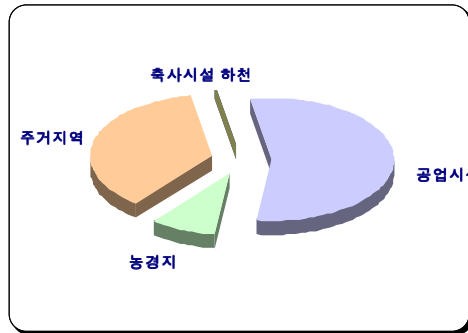
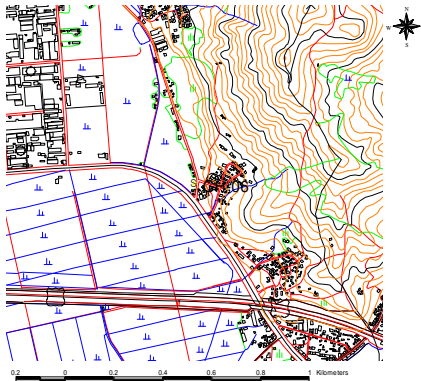
Figure 28. (continued).



(a) GH-04

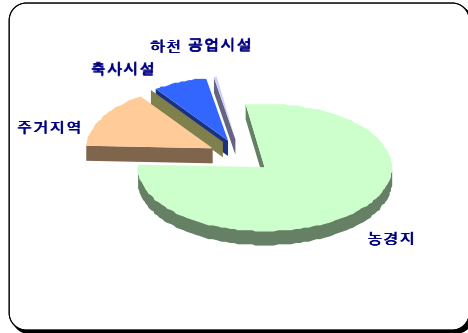
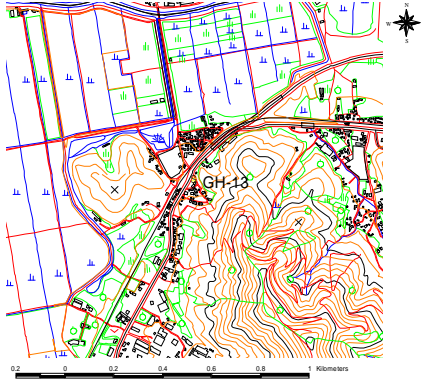


(b) GH-05

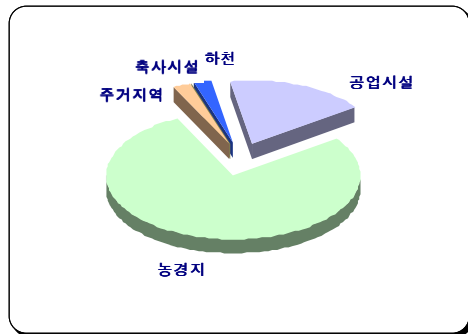
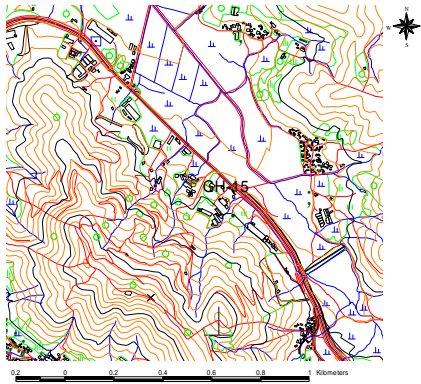


(c) GH-06

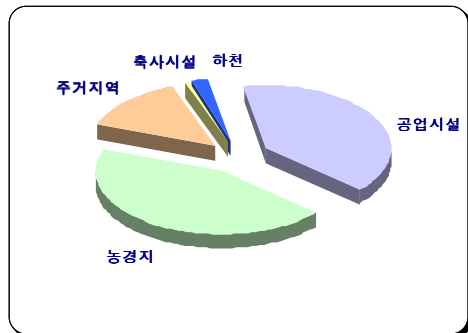
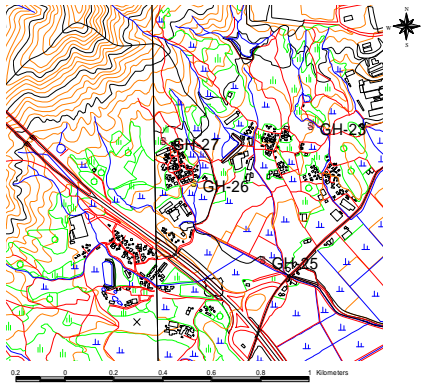
Figure 29. Maps of domestic sewages contaminated area.



(d) GH-13

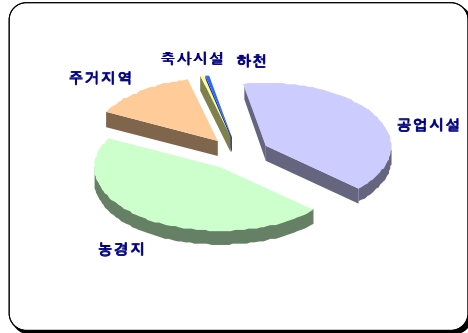
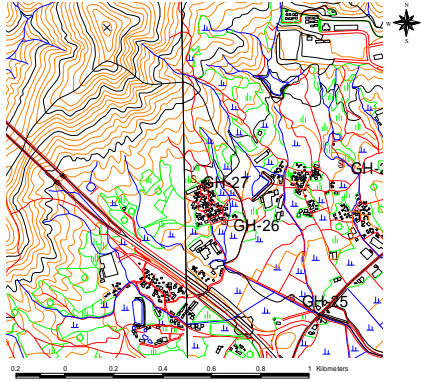


(e) GH-15

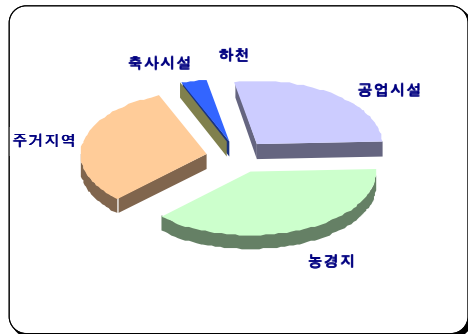
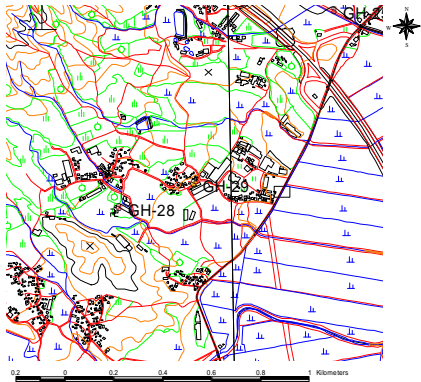


(f) GH-26

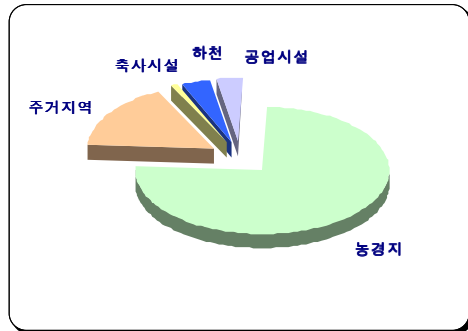
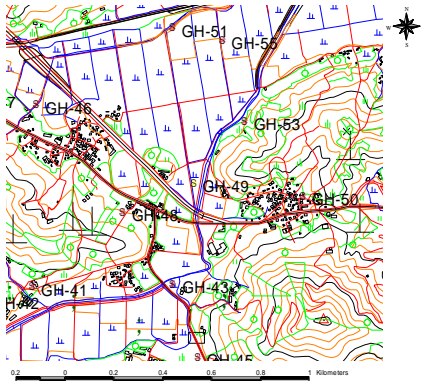
Figure 29. (continued).



(g) GH-27

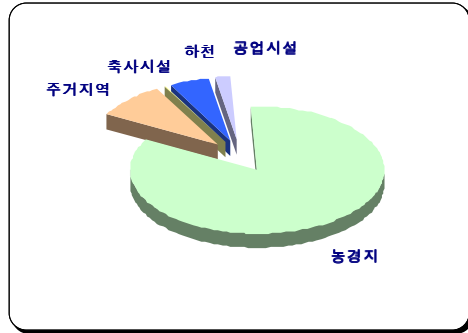
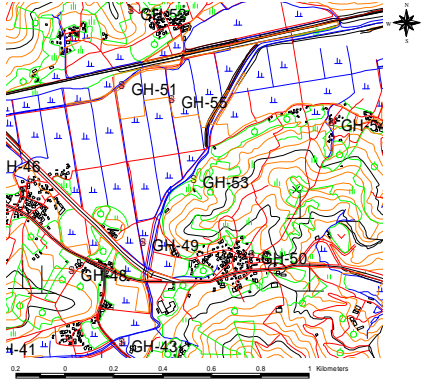


(h) GH-29

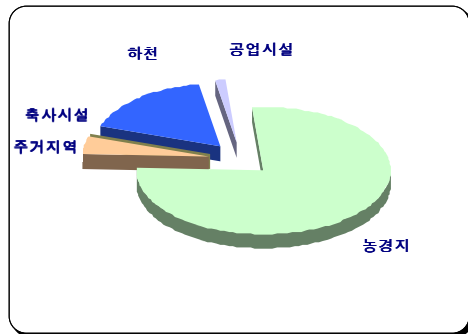
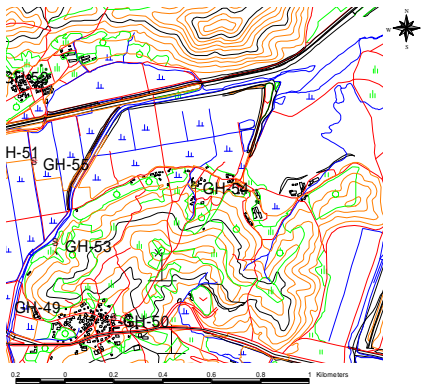


(i) GH-49

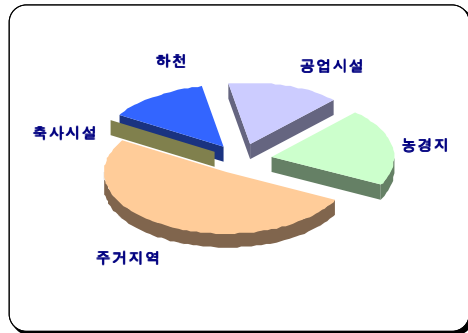
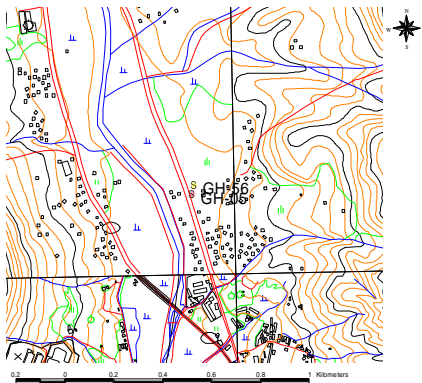
Figure 29. (continued).



(j) GH-53

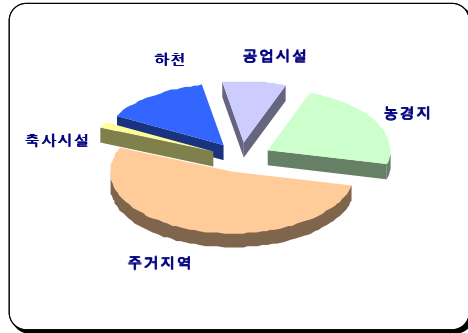
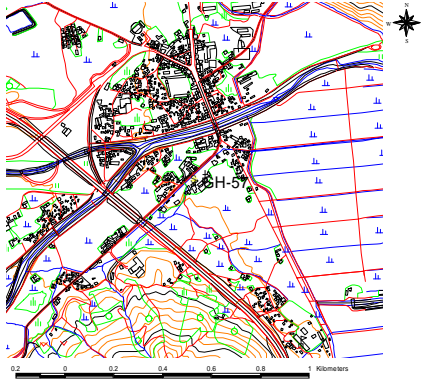


(k) GH-54

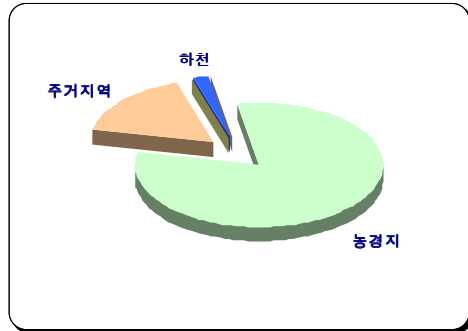
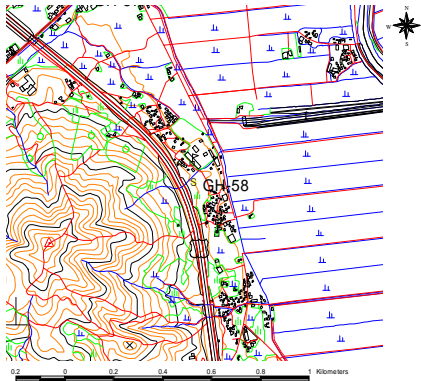


(l) GH-56

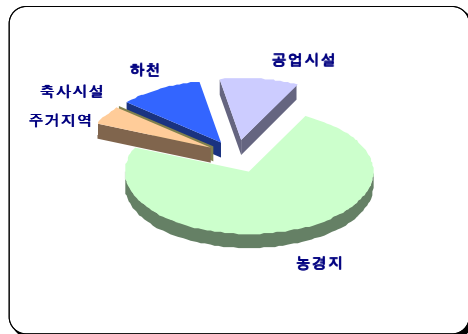
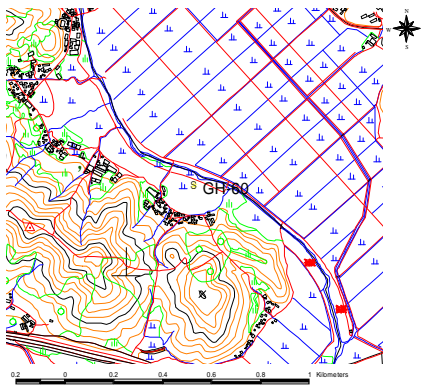
Figure 29. (continued).



(m) GH-57



(n) GH-58



(o) GH-60

Figure 29. (continued).

Table 14. Estimation of livestock wastes and domestic sewages sources

Well No.	Contamination source	Well No.	Contamination source
GH-02	animal waste	GH-32	animal waste
GH-04	domestic sewage	GH-34	animal waste
GH-05	domestic sewage	GH-41	animal waste
GH-06	domestic sewage	GH-42	animal waste
GH-07	animal waste	GH-45	animal waste
GH-08	animal waste	GH-49	domestic sewage
GH-13	domestic sewage	GH-53	domestic sewage
GH-15	domestic sewage	GH-54	domestic sewage
GH-16	animal waste	GH-56	domestic sewage
GH-26	domestic sewage	GH-57	domestic sewage
GH-27	domestic sewage	GH-58	domestic sewage
GH-29	domestic sewage	GH-60	domestic sewage
GH-30	animal waste		

총 25개 지점 중 축산폐수의 의한 오염으로 추정되는 지점은 10지점이며, 생활하수의 의한 오염으로 추정되는 지점은 15지점으로 각각 40%, 60%를 차지한다.

4) 미추정(Uncertainty)

기존의 문헌에 따르면 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 5~10‰인 경우, 자연토양기원의 질산성 질소로 분류하였다. 그러나 주변에 인위적인 오염원이 존재하는 경우는 다른 두 가지이상의 오염원의 혼합에 의한 회석효과로 보아야 타당할 것이다. 따라서 질산성질소의 농도가 2mg/L 이상이면서 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 5~10‰인 지점을 미추정으로 선정하여, Nakanishi(1995)에 의해 보고된바 있는 질산성질소의 오염원별 구성비 추정 계산식을 적용하였다. Table 15는 적용범위내의 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 가지는 지점들을 나타내었다. 총 15개 지점이며, 평균농도는 10.99mg/L 이고 평균 $\delta^{15}\text{N}$ 은 8.05‰로 나타났다.

Table 15. Uncertain wells

Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	Well No.	NO ₃ -N (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
GH-03	10.06	5.2	GH-37	2.00	8.6
GH-09	3.40	8.8	GH-39	4.10	8.4
GH-12	13.11	9.0	GH-44	11.20	8.8
GH-14	17.55	7.2	GH-48	26.80	8.6
GH-23	4.70	8.1	GH-50	27.40	8.4
GH-28	4.60	9.2	GH-52	25.20	6.1
GH-31	2.10	7.7	GH-61	3.77	7.7
GH-35	8.00	9.0			

Nakanishi(1995)에 의해 보고된 식은 다음과 같다.

$$W = X + Y + Z$$
$$aW = bX + cY + dZ$$

여기서, W : 지하수중의 질산염 농도(mg/L)

X : 화학비료로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

Y : 생활하수 or 축산폐수로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

Z : 자연토양으로부터 유래된 질산염 농도(mg/L)

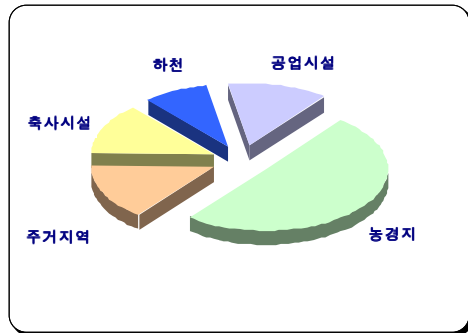
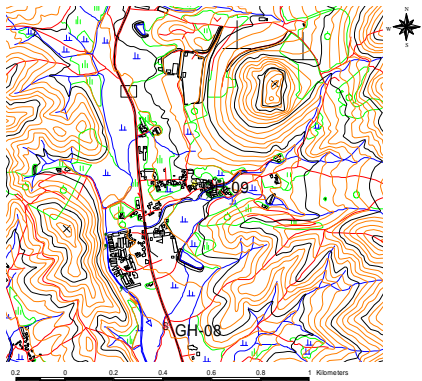
a, b, c, d : 분석시료 각 오염원별 $\delta^{15}\text{N}$ 값(%)

a에 대한 값은 각 조사지점의 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 이용하였으며, b, c, d에 대한 각각의 값은 기존의 오염원 추정 시 이용하는 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 벗어나 않는 범위에서, 앞서 화학비료와 생활하수 또는 축산폐수로 추정된 지점들의 $\delta^{15}\text{N}$ 값을 이용하였는데, 각 오염원별 $\delta^{15}\text{N}$ 값의 최대·최소값을 제외한 나머지 값들의 평균을 적용하였다. 그 결과, 화학비료(b)는 1.42%, 생활하수·축산폐수(c)는 14.01%로 분석되었다.

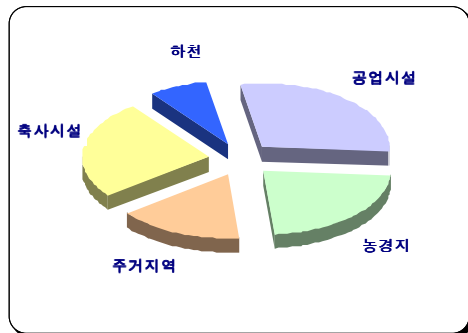
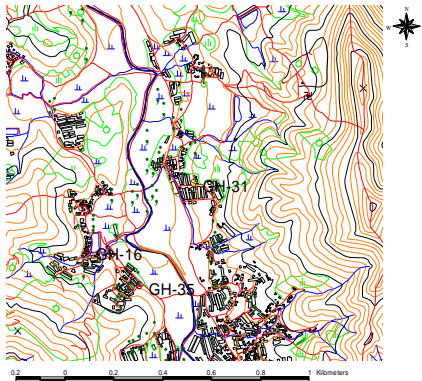
자연토양기원의 질산성질소는 인위적인 오염이 없는 지점의 농도를 말하는 것으로, Remy(1985)나 Willems(1987)에 의하면 0.45~0.90mg/L의 범위로 본다. 그러나 연구지역의 관정은 모두 농·축산용이나 생활용으로 개발된 것이므로 자연토양에 의한 질산성질소로 간주하기 어렵다. 따라서 연구지역의 미오염으로 선정된 지점 중 1.00mg/L 이하의 지점을 자연토양에서 유래하는 것(d)로 가정하여 앞서 b, c와 같은 방법으로 산정하였다. 그 결과 자연토양에서 유래된 $\delta^{15}\text{N}$ 값(d)은 5.0%로 분석되었다.

축산폐수로 인한 오염과 생활하수로 인한 오염의 구분은 앞서 추정된 것과 같이 관측지점 인근의 위치도와 오염원의 분포현황을 나타내는 파이 차

트를 이용하여 추정하였다(Figure 30, Figure 31). Figure 30은 축산폐수에 의해 오염된 지점들이며, Figure 31은 생활하수에 의해 오염된 지점들을 나타낸 것이다. Table 16은 미추정 지점들에 대해 추정한 질산성질소 오염원별 기여도를 나타내었다.

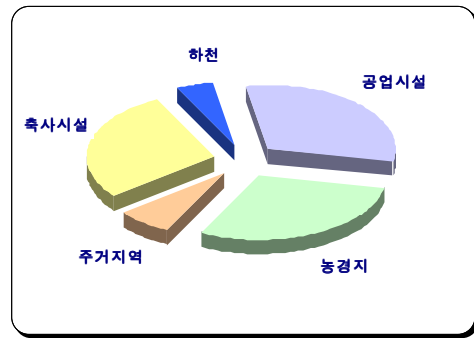
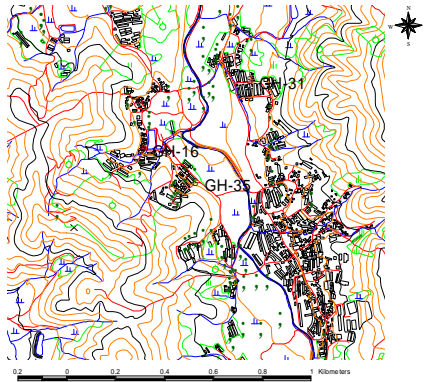


(a) GH-09

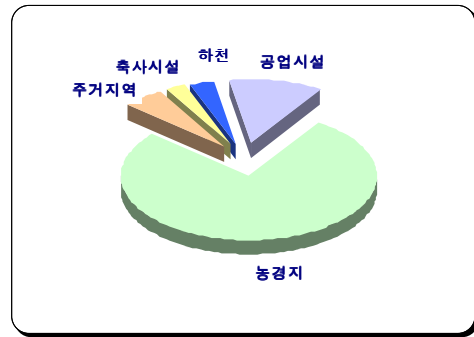
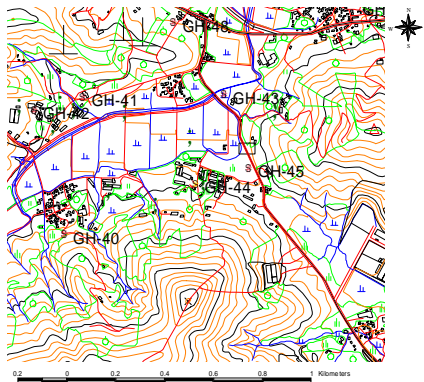


(b) GH-31

Figure 30. Maps of livestock wastes contaminated wells in uncertain area.

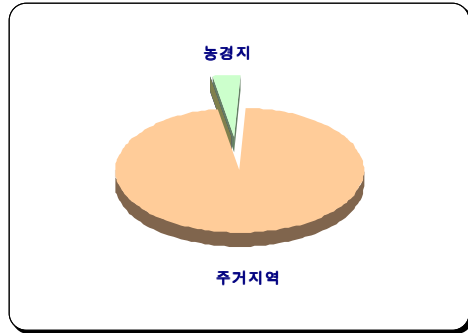


(c) GH-35

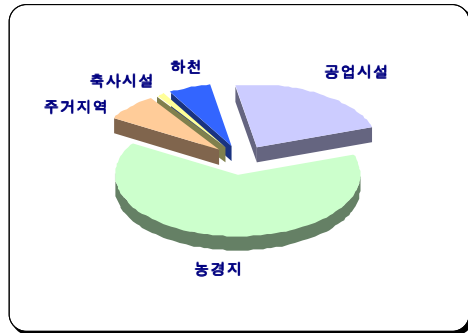
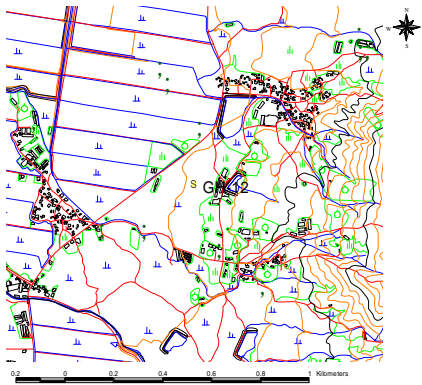


(d) GH-44

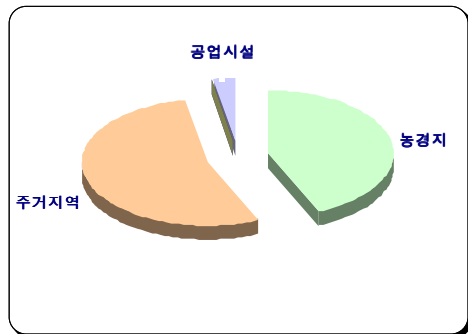
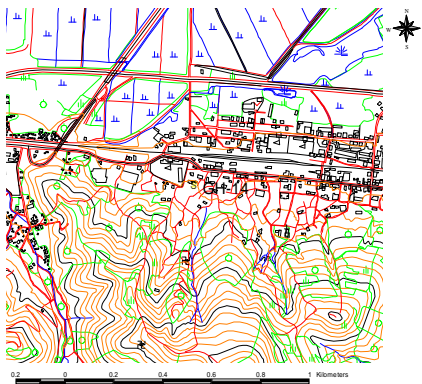
Figure 30. (continued).



(a) GH-03

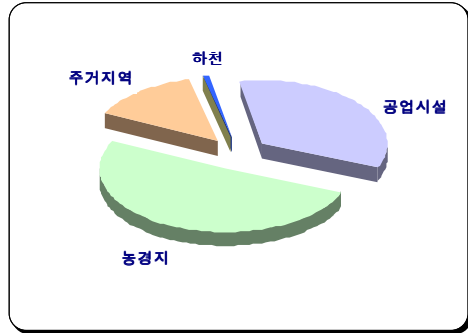
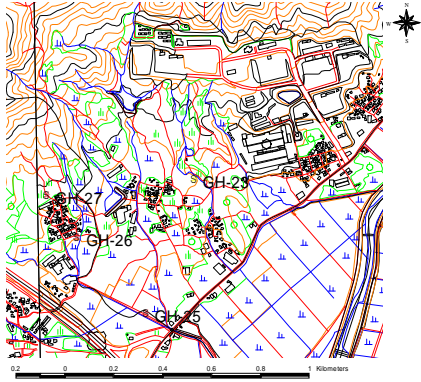


(b) GH-12

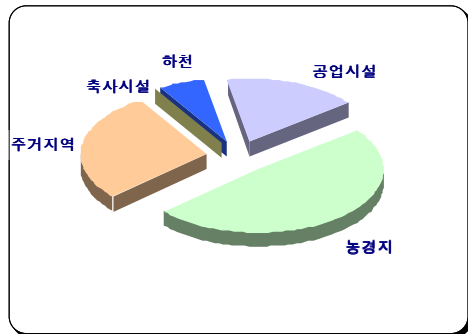
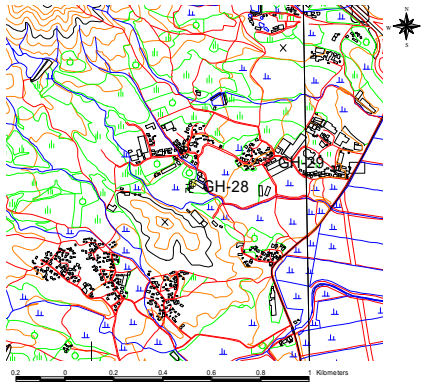


(c) GH-14

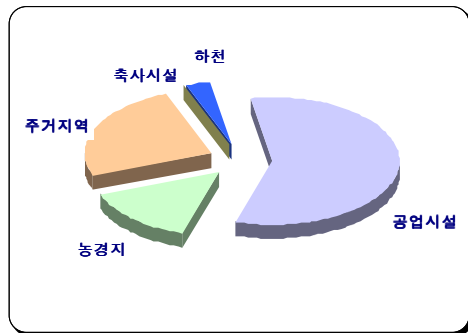
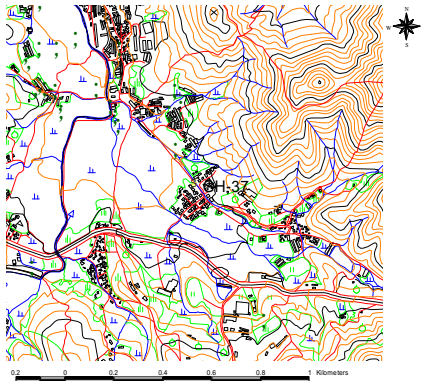
Figure 31. Maps of domestic sewages contaminated wells in uncertain area.



(d) GH-23

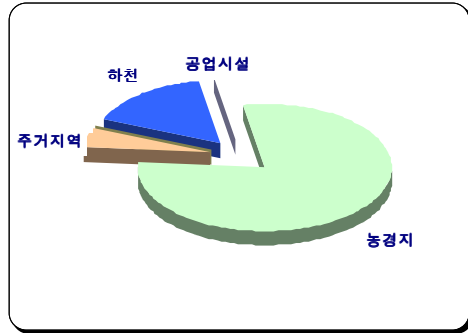
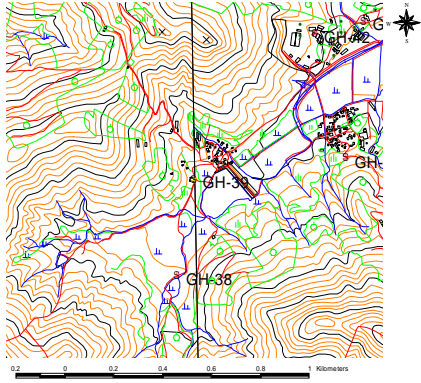


(e) GH-28

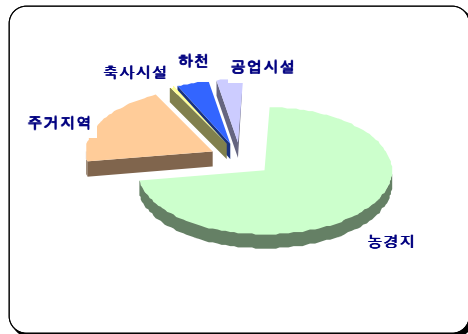
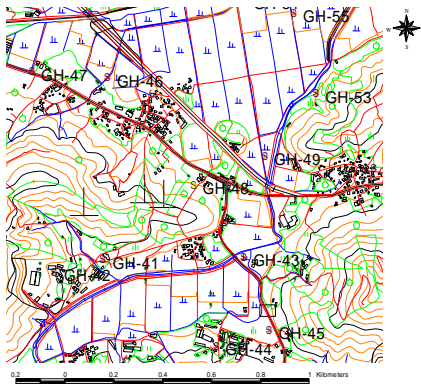


(f) GH-37

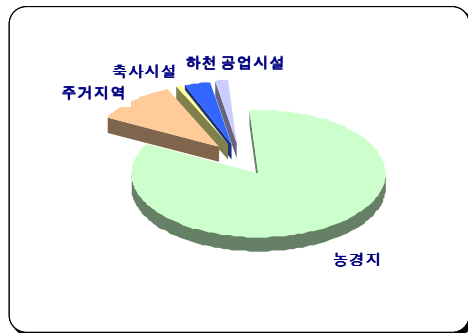
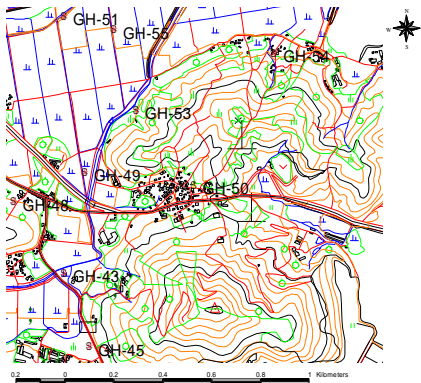
Figure 31. (continued).



(g) GH-39

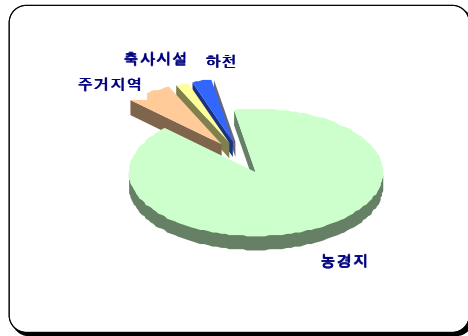
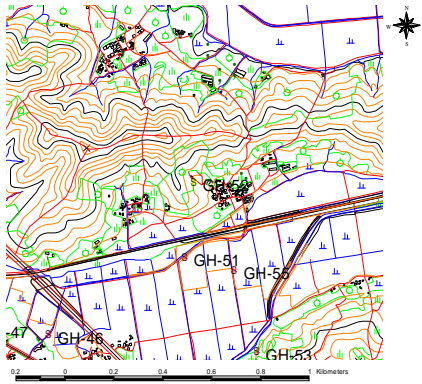


(h) GH-48

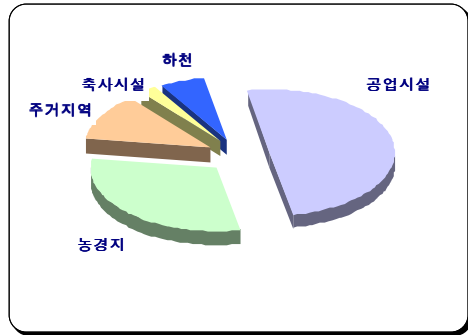
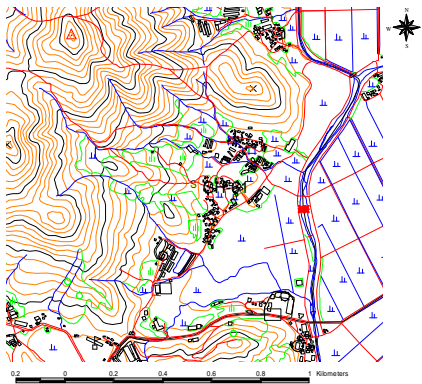


(i) GH-50

Figure 31. (continued).



(j) GH-52



(k) GH-61

Figure 31. (continued).

Table 16. Contribution of each contaminant sources for uncertain wells

Well No.	Contributed contaminant sources(%)			Environment
	Fertilizer	livestock or Domestic	Natural	
GH-03	70.4	28.0	1.6	domestic
GH-09	35.0	56.6	8.3	animal
GH-12	39.6	58.2	2.2	domestic
GH-14	54.9	49.9	1.2	domestic
GH-23	43.7	51.1	5.2	domestic
GH-28	33.6	59.8	6.6	domestic
GH-31	40.8	47.9	11.3	animal
GH-35	38.2	58.2	3.6	animal
GH-37	30.8	55.0	14.1	domestic
GH-39	40.2	53.4	6.3	domestic
GH-44	40.9	56.6	2.4	animal
GH-48	44.0	55.0	1.0	domestic
GH-50	45.6	53.4	0.9	domestic
GH-52	64.1	35.2	0.7	domestic
GH-61	46.0	47.9	6.1	domestic

추정 결과, GH-03의 각 오염원의 기여율이 화학비료 70.4%, 생활하수 28.0%, 자연토양 1.6%로 화학비료에 의한 오염이 우세한 것으로 나타났다. 나머지 지점에서는 화학비료에 의한 오염이 30.8~64.1%로 공통적으로 기여하고 있으며, 그 지점들 중 4지점(GH-09, GH-31, GH-35 및 GH-44)은 축산폐수의 영향이 35.0~40.9%로, 화학비료와 함께 복합적으로 기여하고 10지점(GH-12, GH-14, GH-23, GH-28, GH-37, GH-39, GH-48, GH-50, GH-52 및 GH-61)은 생활하수에 의한 오염이 47.9~59.8% 기여하는 것으로 나타났다.

4. 지하수 유동에 따른 오염 확산 가능성 예측

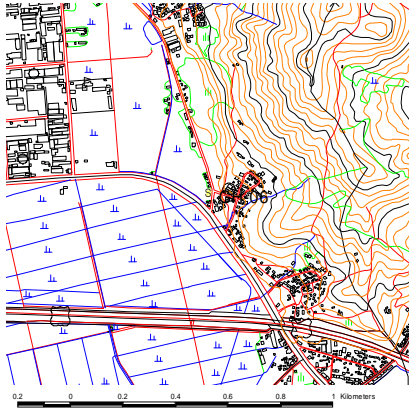
2장에서 지하수위와 표고자료를 이용하여 연구지역에서 최적의 지하수위 분포를 추정하였고, 3장에서는 질산성질소의 농도, 질소안정동위원소비, 토지이용환경과 2장에서 추정한 지하수위 분포에 따른 지하수 유동방향을 고려하여 각 조사지점의 질산성질소의 오염원을 추정하였다.

본 장에서는 질산성질소의 오염원 추정에 있어 실제 지하수의 유동이 오염원 추정에 영향을 미치는지를 예측하고자 한다. 따라서 앞서 질산성질소의 오염원을 추정한 지점 중 토지이용환경과 질소안정동위원소비의 범위로 추정한 오염원이 다른 지점을 선정하여 인근 지하수위 분포를 추정함으로써 지하수의 유동에 의해 주변의 다른 오염원의 영향을 받은 것인지를 해석해 보았다.

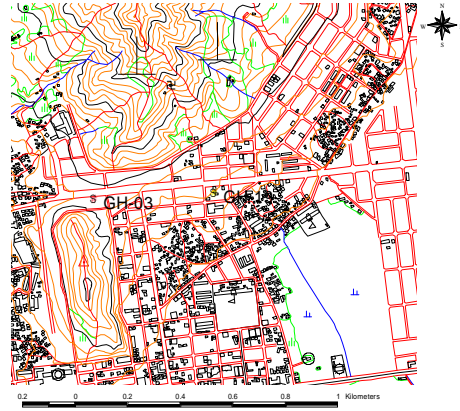
다음은 관측지점의 토지이용과 추정된 질산성질소가 다르게 나온 4개 지점을 나타낸 것이다(Figure 32). 각 지점들의 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비는 Table 17과 같다.

Table 17. $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations and $\delta^{15}\text{N}$ of the selected wells

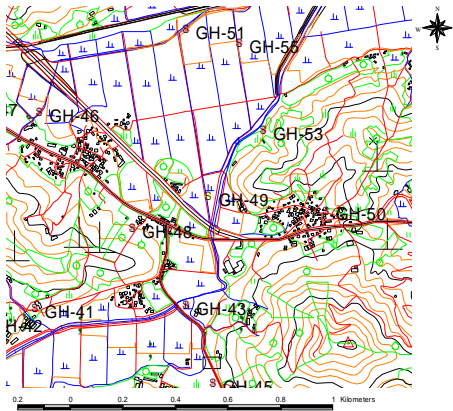
Well No.	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
GH-06	7.17	13.4
GH-19	12.70	2.0
GH-49	4.00	15.1
GH-60	8.26	10.2



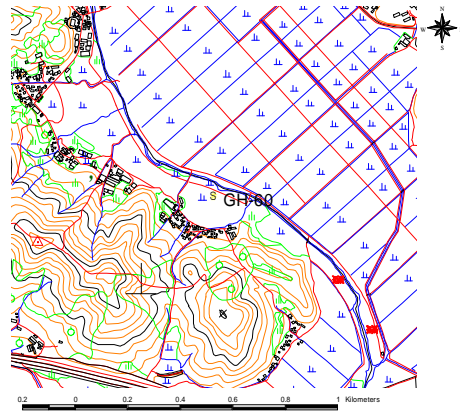
(a) GH-06



(b) GH-19



(c) GH-49



(d) GH-60

Figure 32. Maps of the selected wells.

3장에서 질산성질소의 농도, 질소안정동위원소비와 토지이용, 지하수 유동과 같은 수리지질학적 환경을 고려하여 추정한 결과, GH-06지점은 생활하수, GH-19지점은 화학비료, GH-49지점과 GH-60지점은 모두 생활하수에 의한 오염으로 나타났다.

그러나 기존의 추정방법으로 각 관정의 질소안정동위원소비와 토지이용만을 이용하여 살펴보면, 생활하수에 의한 오염으로 추정된 지점들인 GH-06,

GH-49, GH-60은 모두 논 안에 위치하고 있고 화학비료에 의한 오염으로 추정된 GH-19지점은 주지지역 내에 위치하고 있어 추정의 오류를 범할 수 있다. 논에 위치하는 지점들의 $\delta^{15}\text{N}$ 값 역시 13.4‰, 15.1‰, 10.2‰로 나타나, 화학비료에 의한 오염으로 보기 어렵다. 또한 주거지역 내에 위치하는 GH-19지점도 역시 $\delta^{15}\text{N}$ 값이 2.0‰로, 생활하수의 의한 오염으로는 보기는 어렵다.

이와 같은 상황을 수리지질학적 관점으로 해석해보기 위해 앞서 4지점 중 한 지점을 선정하여 2장에서와 같이 지하수위 분포를 추정하였다. 선정된 GH-19지점의 인근 지하수위와 표고 자료를 추출한 후, 코크리깅 기법을 이용하여 각 지점 주변의 지하수위를 추정하였다. Figure 33은 GH-19지점의 지형과 인근 오염원의 분포를 나타낸 것이며, Figure 34는 그 지점에 대해 지하수위 분포를 추정한 결과이다.

추정한 결과, 지하수의 유동방향은 북서에서 남동방향으로 흐르는 것으로 예측되었다. 만일, 실제 지하수가 추정한 방향으로 이동을 한다면, 밭과 과수원이 수리지질학적 상부에 위치하여 주 오염원의 영향을 받게 됨으로 분석된 질산성질소의 농도와 $\delta^{15}\text{N}$ 값으로 추정한 화학비료에 의한 오염으로 해석할 수 있을 것이다.

질산성질소의 오염원 추정 시 수리지질학적 특성을 적용함으로써 기존의 질산성질소의 농도, 질소안정동위원소비와 토지이용만을 이용할 때 범할 수 있는 오류를 줄일 수 있을 것으로 판단된다. 다시 말해 지하수 유동과 같은 수리지질학적 특징은 인근 오염원과의 관계를 밝히는 인자가 될 수 있을 것이다.

차후에 기초 조사나 화학분석 자료, 오염 확산모델링과 같은 연구가 추가된다면, 더욱 정확한 오염원을 규명할 수 있을 것으로 사료된다.

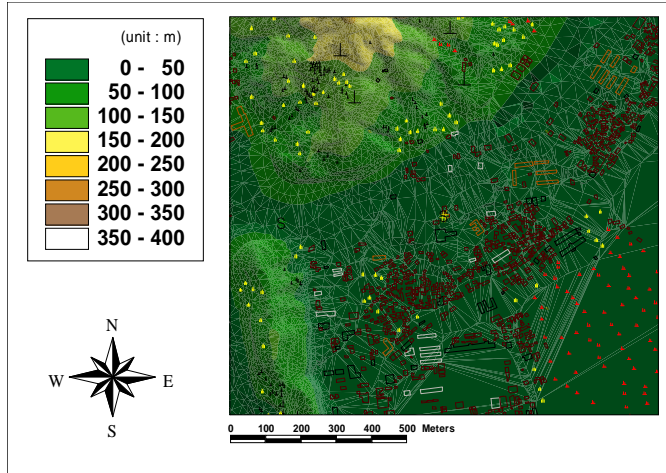


Figure 33. Map of the surrounding GH-19.

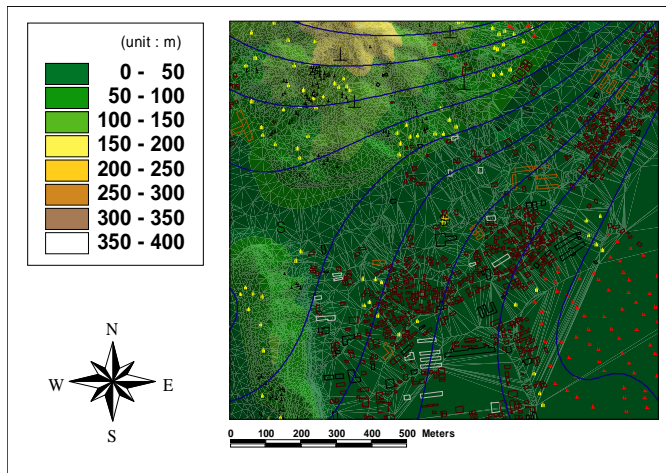


Figure 34. Contour map of the surrounding GH-19.

5. 결 론

연구지역의 지하수위 분포를 파악하기위해 255지점의 지하수위와 표고를 측정하였다. 지하수위의 평균은 32.48m이고 표고의 평균은 42.37m로 나타났으며 두 자료간의 회귀분석결과, 회귀계수가 0.983로 나타나, 본 연구지역의 지하수위와 표고간의 상관성이 좋은 것으로 나타났다.

지하수위의 공간적인 분포특성을 파악하기위해 지구통계학적기법인 코크리깅을 실시하였다. R^2 , RSS와 자료간의 범위를 고려하여 베리오그램 모델을 선정한 결과, 모든 자료들이 구상형 모델이 적합한 것으로 나타났다. 교차검증결과 선정된 모델이 적합한 것으로 나타났다.

255지점의 지하수위자료와 표고자료를 정규크리깅과 코크리깅기법을 모두 이용하여 지하수 등고선도를 작성한 결과, 표고를 고려한 코크리깅 기법을 이용한 지하수 등고선도가 실제 지하수위에 더 근접한 것으로 나타났다. 연구 지역의 전반적인 지하수 유동은 남서쪽에서 북동쪽으로 일어나며, 연구지역의 지형을 잘 반영하는 것으로 나타났다.

연구지역의 질산성질소에 대한 기초사(2002년~2004년)자료를 분석한 결과, 연도별로 음용수 기준치(10mg/L)를 넘는 지점이 각각 64지점(총 1651지점), 63지점(총 1107지점), 31지점(총 409지점)로 나타났고, 생활용수 기준치(20mg/L)를 넘는 지점은 각각 6지점, 17지점, 7지점으로 나타났다. 각 조사시기동안 기준치를 초과하는 지점이 일정비율 존재하는 것을 알 수 있었다. 따라서 추후에도 연구지역내 질산성질소에 의한 오염이 존재할 것으로 판단된다.

연구지역내 질산성질소의 오염이 우려되는 59지점을 선정하여 질산성질소의 농도와 질소안정동위원소비를 분석하였다. 분석한 자료를 이용하여

질산성질소의 오염원을 추정하였다. 추정한 결과, 미오염으로 선정된 지점이 13지점(22%), 화학비료로 오염된 지점은 7지점(11%)으로 분석되었다. 축산폐수로 오염된 지점은 10지점(17%)이고 생활하수로 오염된 지점은 15지점(25%)로 분석되었다. 미추정 지점의 1지점(2%)은 70.4%의 기여율로 화학비료가 우세하지만, 나머지 추정지점에서는 30.8~64.1%사이의 기여율로 화학비료의 의한 오염이 공통적으로 영향을 미치며, 4지점(6%)은 축산폐수의 영향이 35.0~40.9%로 화학비료와 함께 복합적으로 기여하고 10지점(17%)은 생활하수의 영향이 47.9~59.8% 기여하는 것으로 나타났다.

질산성질소의 오염원을 추정 시 지하수 유동과 같은 수리지질학적 특징은 인근 오염원과의 관계를 밝히는 인자가 될 수 있을 것으로 판단된다.

참고 문헌

- 강금식, 1999, 현대통계학, 박영사, 622p.
- 강봉래, 박윤석, 고기원, 허 목, 2002, 동위원소를 이용한 제주도 서부지역 지하수의 질산성질소 오염원 연구, 한국지하수도양환경학회 춘계학술대회, pp. 137-140.
- 김규한, 1991, 동위원소지질학, 민음사, 552p.
- 김성균, 김영화, 박창엽, 서만철, 송무영, 장보안, 정상용, 조봉곤, 1994, 지질공학원론, 교학연구사, 282p.
- 대한지질학회, 1999, 한국의 지질, 시그마프레스, 802p.
- 류순호, 최우정, 한광현, 1999, 질소동위원소 분석을 이용한 경기도 지역 지하수 중 질산성질소 오염원규명, 한국토양비료, 32(1), pp. 47-56.
- 배광옥, 차장환, 이강근, 정형재, 2003, 질소안정동위원소비를 이용한 농촌지역 지하수의 질산성질소 오염원 추정, 한국지하수도양환경학회 춘계학술대회, pp. 459-462.
- 송호웅, 우남철, 김지수, 성익환, 이대하, 정교철, 함세영, 이희석, 2000, 응용지하수학, 시그마프레스, 682p.
- 심병완, 정상용, 강동환, 김규범, 박희영, 2000, 영산강·섬진강 유역의 지하수 데이터베이스 자료에 대한 지구통계학적 분석, 지질공학, 10(2), pp. 131-142.
- 심병완, 정상용, 김규범, 강동환, 박희영, 2000, 지구통계기법을 이용한 영산강·섬진강 유역의 지하수 수질특성 연구, 지하수환경, 7(3), pp. 125-132.
- 원종석, 우남철, 김윤중, 2004, 도시화 지역에서 GIS를 이용한 지하수

- 질산성질소 분포 영향요인 분석, 자원환경지질, 37(6), pp. 647-655.
- 윤성택, 채기탁, 박성숙, 2002, 국내 지하수 연구에 있어 환경동위원소 연구자료의 활용사례 고찰 : 문제점 향후 전망, 한국지하수토양 환경학회 춘계학술대회, pp. 141-142.
- 정성욱, 한원식, 우남철, 이광식, 2004, 안정동위원소를 이용한 제주 한림 지역 지하수 환경 및 오염 특성, 한국지하수토양 환경학회 춘계학술대회, pp. 417-420.
- 한정상, 1998, 지하수환경과 오염, 박영사, 1072p.
- C.O. Choo, B.D. Lee, B.W. Cho, I.H. Sung, S.J. Chi, 2002, Nitrate Contamination of Confined Groundwaters: Application of Nitrogen, Oxygen, and Hydrogen Isotopes, The Journal of Engineering Geology, 12(3), pp. 285-294.
- Emanuel Mazor, 1991, Applied Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology, John Wiley & Sons, 274p.
- Graham E. Fogg, D.E. Rolston, D.L. Decker, D.T. Louie, and M.E. Grissmer, 1998, Spatial Variation in Nitrogen Isotopic Values Beneath Nitrate Contamination Sources, Groundwater, 36(3), pp. 418-425.
- M.A. Townsend, D.P. Young, 2000, Assessment of Nitrate-Nitrogen Distribution in Kansas Groundwater, 1990-1998, Natural Resources Research, 9(2), pp. 125-134.
- M.I.M. Soares, 2000, Biological Denitrification of Groundwater, Water, Air, and Soil Pollution, 123, pp. 183-193.
- JoAnn M. Holloway, Randy A. Dahlgren, William H. Casey, 2001, Nitrogen release from rock and soil under simulated field

- conditions, *Chemical Geology*, 174, pp. 403–414.
- Larry W. Canter, 1997, *Nitrates in Groundwater*, lewis publishers, 263p.
- T.P. Burt, A.L. Heathwaite, S.T. Trudgill, 1993, *Nitrate : Processes, Patterns and Management*, john wiley & sons, 444p.
- Y.K. Oh, I.H. Hyun, 1997, Estimation of Nitrate–nitrogen Contamination Sources in Cheju Island Groundwater Using $\delta^{15}\text{N}$ Values, *Journal of the Korean Society of Groundwater Environment*, 4(1), pp. 1–4.
- Zanfang Jin, Yingxu Chen, Feier Wang, Norio Ogura, 2004, Detection of nitrate sources in urban groundwater by isotopic and chemical indicators, Hangzhou City, China, *Environmental Geology*, 45, pp. 1017–1024.

요 약

김해지역의 지하수위분포를 파악하기위해 255개의 지하수위와 표고자료를 이용하여 일반통계와 지구통계분석을 실시하였다. 일반통계 분석 결과, 지하수위의 평균은 32.48m이고 표고의 평균은 42.37m로 나타났으며 두 자료간의 회귀분석결과, 회귀계수가 0.983로 나타나, 본 연구지역의 지하수위와 표고간의 상관성이 좋은 것으로 나타났다. 베리오그램 분석결과, 모든 자료가 구상형모델이 적합한 것으로 나타났으며, 교차검증결과 선정된 모델이 적합한 것으로 나타났다. 추정된 지하수위분포는 연구지역의 지형조건을 잘 반영하는 것으로 나타났다.

오늘날 질산성질소로 인한 지하수오염은 심각한 문제로 대두되고 있다. 김해지역의 질산성질소의 오염이 우려되는 59지점을 선정하여 질산성질소의 오염원을 추정하였다. 질산성질소의 오염원은 $\delta^{15}\text{N}$ 값과 주변 환경에 따라 화학비료, 자연토양, 생활하수 및 축산폐수로 구분하였다. 추정한 결과, 미오염으로 선정된 지점이 13지점(22%), 화학비료에 오염된 지점은 7지점(11%)으로 분석되었다. 축산폐수로 오염된 지점은 10지점(17%)이고 생활하수로 오염된 지점은 15지점(25%)로 분석되었다. 미추정 지점의 1지점(2%)은 70.4%의 기여율로 화학비료가 우세하지만, 나머지 추정지점에서는 30.8~64.1%사이의 기여율로 화학비료의 의한 오염이 공통적으로 영향을 미치며, 4지점(6%)은 축산폐수의 영향이 35.0~40.9%로 화학비료와 함께 복합적으로 기여하고 10지점(17%)은 생활하수의 영향이 47.9~ 59.8% 기여하는 것으로 나타났다.

감사의 글

지금의 제가 있기까지 많은 분들의 도움을 받았기에 이 자리를 빌어서 감사의 마음을 전하고자 합니다.

한없이 부족한 저에게 따뜻한 관심과 가르침을 주신 정상용 교수님께 깊은 감사를 드립니다. 늘 잔뜩한 웃음으로 대해주신 박계현 교수님과 언제나 저를 딸처럼 대해주신 이민희 교수님께 감사를 드립니다. 지질학을 공부함에 있어 많은 가르침을 주신 박맹언 교수님, 백인성 교수님, 송용선 교수님, 최정찬 교수님께 감사를 드립니다.

언제나 곁에서 지켜봐주신 손주형 선배님, 강동환 선배님, 김병우 선배님께도 감사드립니다. 언제나 티격태격하면서도 힘들 때마다 앞장서서 도와주신 태형이형, 함께 공부하면서 의지가 되어준 김성수 선배님께도 감사드립니다. 또, 부족한 저를 선배라는 이유만으로 잘 따라준 태영이, 성일이, 휘제와 작은 일에도 함께 기뻐해주고 힘들어해준 현경이에게도 감사의 마음을 전합니다. 지금은 연구실은 떠나있지만 언제나 격려와 용기를 주었던 혜영언니, 진희, 수진이에게도 감사의 마음을 전하고 싶습니다. 이 글에서 언급하지 못한 분들께도 감사드리며, 앞으로도 많은 관심과 지도를 부탁드립니다.

마지막으로 언제나 세상과 맞서 저의 편이 되어주신 부모님과 오빠께 감사드립니다. 또, 지난 5년 동안 저의 온갖 불평과 고집을 받아준 민이 선배께도 감사의 마음을 전합니다.

아버지의 빠른 쾌유를 빌며...

김 윤정 올림