

ORIGINAL ARTICLE

2010년 시화호유역 질소 물질수지 산정

최정길* · 이효진 · 김태하 · 최재훈 · 우준식 · 이강웅¹⁾

(주)지오시스템리서치 환경화학실험부, ¹⁾한국외국어대학교 환경학과

Estimation of Nitrogen Mass Balance in Sihwa-ho Watershed, 2010

Jung-Kil, Choi*, Hyo-Jin, Lee, Tea-ha, Kim, Jea-hun, Choi, Jun-Sik, Woo, Kang-Wung, Lee¹⁾

Department of Environmental Chemistry and Ecology, GeoSystem Research Corporation(GeoSR), 15807, Korea.

¹⁾Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies, Yongin, Korea

Abstract

Nitrogen budgets in Sihwa-ho in 2010 were estimated using a mass balance approach. Major nitrogen fluxes sources can be divided into three sections: cities, agricultural area, and forest. Surplus nitrogen 2,030~2,214 ton/yr (2,123 ton/yr in average) was discharged to Sihwa Lake. 20% of the surplus nitrogen is removed from the wetland and 60% is removed tidal flats. Therefore net nitrogen discharge from Sihwa basin is estimated to be 650~708 ton/yr (679 ton/yr in average). Wet and dry nitrogen deposition and load from non-point sources were estimated to be 97 ton/yr and 69 ton/yr, deposition is using CAMx model. So estimated total nitrogen discharge into Sihwa-ho was 817~875 ton/yr (846 ton/yr in average). The atmospheric load explains 11.1~11.9% (11.5% in average) of the total nitrogen load Sihwa-ho.

Key words : Sihwa-ho, Nitrogen, Deposition, Nitrogen mass balance

1. 서론

질소는 자연생태계인 대기, 물, 토양 생물영역에서 질소기체(N₂), 암모늄 이온(NH₄⁺), 암모니아(NH₃), 질산성 질소(NO₃⁻), 아질산성 질소(NO₂⁻) 형태로 서로 고정, 질산화, 무기화, 탈질화 작용을 거쳐 자유롭게 순환한다(Scolow, 1999). 질소는 존재 형태에 따라 인류의 식량생산에 중요한 역할을 하고 수중에서는 영양소로 작용하여 수생 식물과 미생물의 성장에 필수

영양소로 활용되지만 과다유입 시 수중의 산소함량을 낮춰 빈산소수괴를 형성하거나, 부영양화 같은 수질 오염 현상을 일으키는 주요 원인으로 작용 한다(Smil, 1997). 최근 대기로부터의 침착 과정은 이러한 생태계 부하중의 중요한 부분으로 평가되고 있는데(Erisman et al., 1997), 대기로 배출된 질소화합물(NO_x)은 습식(Wet)과 건식(Dry)으로 침착되어 산림, 토양, 호소 등의 자연생태계에 심각한 악영향을 미치기 때문에 (Rene and Rudy, 2006), 우리가 생활하는 환경의

Received 23 November, 2017; Revised 21 December, 2017;

Accepted 9 February, 2018

*Corresponding author: Jung-Kil Choi, Department of Environmental Chemistry and Ecology, GeoSystem Research Corporation(GeoSR), 15807, Korea.

Phone : +82-70-7019-0638

E-mail : jkchoi@geosr.com

The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.

© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

질을 건전한 수준으로 유지하기 위해서는 임계부하량을 산출하는 일이 필요하다.

미국은 지난 수십년간 오대호를 비롯하여 크고 작은 호소 및 해역수질 개선이 꾸준히 진척되고 있었으나 만족할 만한 수질에는 도달하지 못했다. 그 중요한 원인 중 하나가 대기로부터 수체로 떨어지는 대기오염물질이라는 사실이 규명되면서부터, 수체의 수질을 개선하기 위하여 대기질 개선에 대한 부단한 노력을 하고 있다(Cheong and Jang, 2007). 미국의 Potomac River와 Newport River 등 주요 하천에 대한 질소성분의 오염에 대해서도 5~40%가 대기침착에 의한 것으로 연구되었다(Boynton et al., 1995; U.S. EPA, 2000). 미국은 과거에 추진해온 단일매체 중심적인 대기와 수질오염제어에 대한 접근방법을 근본적으로 재평가하게 만들었으며(Cheong and Jang, 2007), 대기질의 목표가 무시되면 수질의 목표도 달성될 수 없다는 것을 인식하게 되어 미국의 대기청정법(CAA, 1990)의 개정을 통해 법적 근거로 명백히 제시하였다(EPA, 2003). 또한 우리나라에서도 주암호 수표면으로 직접 침착되는 NO_3^- 와 NH_4^+ 의 침착량은 주암호의 TN 농도에 대해 약 20%의 기여도로 그 중 건식침착의 형태로 약 9%, 습식침착의 형태로 약 11%의 기여도를 보였다(Cheong and Jang, 2007).

대기침착에 의한 수체에 영향을 파악하기 위해서는, 수표면으로 직접 침착되는 오염물질의 양도 중요하지만 유역 주변에 침착되어 수체로 배출되는 형태도 중요하다. 수체 유역의 토지이용 형태가 도시지역일 경우 대부분의 지표면이 아스콘 포장되어 침착량에 90% 이상이 수체로 유입되고, 반면 숲이나 습지일 경우 7~14%만 수체에 영향을 미치는 것으로 보고된 바 있다(Cheong and Jang, 2007).

시화호는 행정구역상 경기도 안산시와 시흥시 그리고 화성시에 걸쳐 조성된 인공호수로, 1994년 물막이 공사 이후 내측 기수역에서는 외해수와의 교환이 원활하지 않아 육상으로부터 유입된 오염물질로 인한 부영양화가 상시 발생하였다. 1996년에 “시화호 수질 개선대책”의 일환으로 시화호 상류역의 반월천, 동화천, 삼화천으로부터 유입되는 비점오염물질의 오염부하를 저감하기 위해 인공습지를 2002년 5월부터 설치, 운영하였다(Choi et al., 2008). 하지만 운영시간이

증가할수록 인공습지를 통한 오염물질 저감효율이 감소하는 것으로 나타났다(K-water, 2007),

따라서 본 연구에서는 시화호 수질개선을 위해 대기로부터 직·간접적으로 침착된 질소산화물의 양과 주변 유역에서 토지이용특성에 따른 질소산화물의 배출특성을 파악하여 시화호 내측 수질개선의 기초자료로 활용하고자 한다.

2. 연구 방법

2.1. 연구 대상 지역

시화호 수질에 영향을 미칠 것으로 예상되는 안산시, 시흥시 그리고 화성시의 매송, 비봉, 남양, 마도, 송산면을 연구 대상 지역으로 선정하였다(Fig. 1.).

2.2. 대기질 수치 모형 실험

기상장 수치모형은 WRF (Weather Research and Forecasting Model)를 이용하였으며, 대기질 수치모형은 CAMx (Comprehensive air quality model with extension, ver3.0)로 하였다.

기상모형의 입력자료인 지형자료는 USGS (United States Geological Survey)로서 1°, 30', 10', 5', 2', 30" 간격들의 지형자료로서 각각 구분되어 있는 전지구 규모의 지형자료가 내포된 자료이다. 이 USGS 자료는 고도자료(Elevation data), 식생자료(Vegetation/land-use data), 해륙자료(Land-water mask data)로 구성되어 있다(Dudhia et al., 2000). 기상자료는 NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration)에서 제공하는 전 지구규모의 기상자료로 6시간 간격의 GRIB 파일을 이용하였다.

화학모형의 입력자료인 배출자료는 동아시아자료의 규모의 자료인 FRCGC (Frontier Research Center for Global Change)/REAS (Regional Emission Inventory in Asia)와 글로벌 규모의 자료인 RETRO (REanalysis of the tropospheric chemical composition over the past 40 yrs)을 조합하여 사용하였다. FRCGC/REAS 배출자료는 0.5°×0.5°의 격자데이터로 화석연료의 연소 후에 발생하는 SO_2 , NO_x , CO, NMVOC, BC, OC와 농업활동에서 발생하는 NO_x , N_2O , NH_3 , CH_4 로 구성되어 있다. RETRO 배출자료는 0.5°×0.5°의 격자데이터로 크게 화석연료를 이용한 연소, 나무와 같은

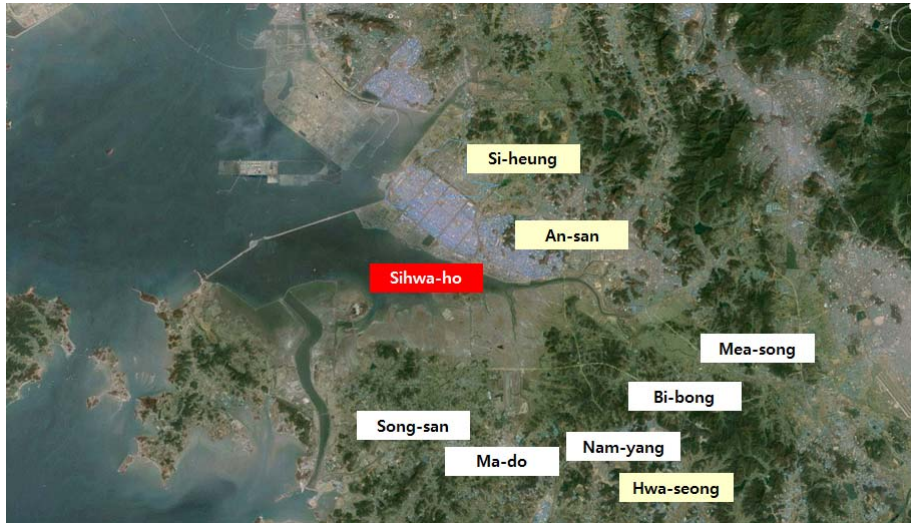


Fig. 1. The study area.

Table 1. Control parameters for WRF and CAMx

Model	WRF	CAMx
NX, NY, NZ	112, 97, 28	97, 90, 12
Size of Grid	51 km	51 km
Central Latitude	40°N	40°N
Central Longitude	113°E	113°E
Map projection	Lambert-conformal Conic Projection	
Simulation interval	60 min	60 min
Period of the model	2010. 01. 01 ~ 2010. 12. 31	

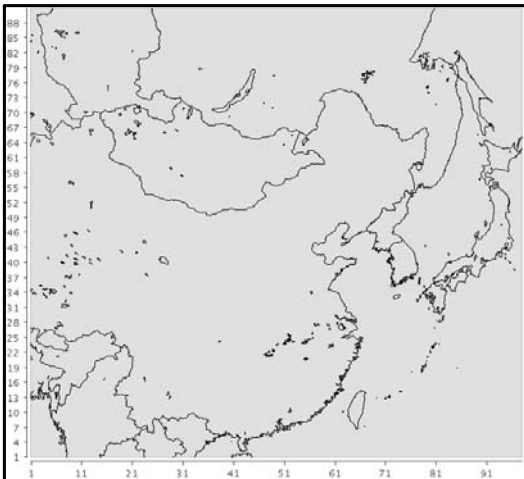


Fig. 2. Domain for WRF and CAMx modeling.

땀감을 이용한 연소에서 발생하는 인위적인 배출자료와 동·식물에서 발생하는 자연적인 배출자료로 구성되어 있다(Martin, 2007). 본 연구에서 이용한 기상장 모델과 대기질수치실험의 제어변수들과 도메인을 Table 1과 Fig. 2에 각각 정리하여 제시하였다.

2.3. 물질수지법

질소 배출량을 결정하는 방법은 다음과 같다. 첫째, 직접 하천 등으로부터 바다로 유출되는 유량과 농도를 실측하여 산출하는 방법과 둘째, 환경부의 원단위법을 이용하여 배출부하량을 산정하는 방법이다. 하지만 이러한 방법들은 지역과 유역에 따른 토지이용도, 강우, 시비시기 등의 편차가 심하기 때문에 질소의 합리적, 세부적, 정량적인 유출·입 특성을 파악하기

Table 2. Composition of nitrogen input and output in this study

Major item	Nitrogen input list	Nitrogen output list
Agriculture	Fertilizer	Uptake
	Feedstuff	Denitrification(rice-paddy)
	Fixation(rice-paddy)	Denitrification(field)
	Fixation(field)	Leaching
	Irrigation	Compost
	Compost	Volatilization(compost)
	Deposition	Meat processing Non-point outflow
Forest	Deposition	Uptake
	Fixation	Denitrification
		Leaching
City	Food	Sewage treatment volatilization volatilization
	Deposition	Land & Sea disposal
		Nonpoint outflow

쉽지 않은 단점이 있다. 이와 같은 단점을 보완하기 위하여 전 세계적으로 각 나라의 질소 순환을 이해하는데 물질수지법이 많이 사용되고 있다(Bashkin et al., 2002; Boyer et al., 2002; Cai et al., 2002; King et al., 2002; Ortiz-zayas, 2006; Parfitt, 2006). 본 연구에서도 연구대상지역을 도시지역과 농촌지역, 산림지역으로 구분하여 물질수지법으로 질소의 유출·입량을 산정하였다.

2.3.1. 질소 유입 및 유출 산출 항목

도시지역, 농축산지역 그리고 산림지역에서 질소의 유입 및 유출량 산정항목을 Table.2에 제시하였다.

2.3.2. 비점오염량 산정

본 연구에서 비점오염원의 산출은 지목별 질소 유

입 및 유출 수지를 이용하여 유출이 확인되지 않은 모든 질소량을 비점오염원에서 시화호 내측으로 직접 배출된 질소량으로 산출하였다.

3. 결과 및 토의

3.1. 주요 통계 및 문헌 자료

연구대상지역의 인구는 총 972,414명 중 안산시가 753,862명, 시흥시가 158,958명, 화성시가 59,594명으로 안산시의 인구밀도가 상대적으로 높았다. 총 면적은 50,281 ha로 이 중 임야지역이 20,098 ha로 40%, 농·축산지역이 14,137 ha로 28% 그리고 도시지역이 16,046 ha로 32%로 나타났다(Table 3).

Table 3. Survey of study area(2010year)

Major item	An-san	Si-heung	Hwa-seong	Total	
Population(people)	753,862	158,958	59,594	972,414	
Forest(ha)	6,384	4,350	9,364	20,098	
Agriculture (ha)	Rice-paddy	1,185	1,935	2,801	5,921
	Field	1,325	1,795	4,735	7,855
	Farm	43	161	157	361
	Sum	2,553	3,891	7,693	14,137
City(ha)	5,975	5,262	4,809	16,046	
Total Sum(ha)	14,912	13,503	21,866	50,281	

* Data : An-san, Si-heung, Hwa-seong Statistics annual report, 2011

Table 4. Nitrogen deposition flux(2010 year)

Month	Deposition(kg/ha/yr)			Precipitation (mm)
	Dry	Wet	Sum	
1	0.62	0.50	1.13	24
2	0.69	0.53	1.22	51
3	0.85	0.70	1.55	77
4	0.70	0.77	1.47	57
5	0.61	0.83	1.44	119
6	0.60	0.92	1.53	131
7	0.59	0.96	1.55	235
8	0.40	1.28	1.68	584
9	0.37	1.33	1.70	661
10	0.78	0.65	1.44	31
11	0.66	0.59	1.25	13
12	0.71	0.58	1.29	18
Sum	7.58	9.66	17.24	2,001

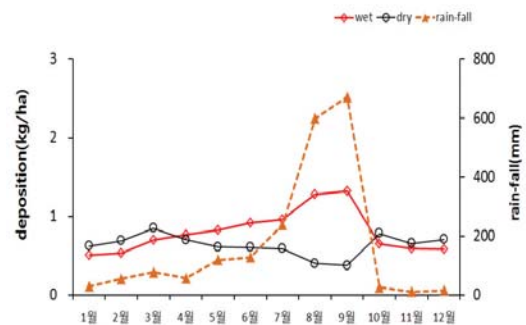
3.2. 수치모형실험

3.2.1. 질소 침착량

2010년 1월 1일부터 2010년 12월 31일까지 대기질 수치모형실험을 통한 질소침착량과 강우량 결과를 Table 4에 제시하였다. 2010년 질소침착량은 총 17.24 kg/ha/yr로 이중 건식침착이 7.58 kg/ha/yr로 44%, 습식침착이 9.66 kg/ha/yr로 56%를 각각 차지하였다. 겨울철인 1~3월 그리고 12월은 건식침착의 형태로 유입량이 상대적으로 높았다. 습식침착량은 강우량이 증가하는 6월부터 완만하게 증가하여 강우량이 가장 많은 시기인 8월과 9월에 최대 침착량을 보였다. 질소의 총 침착량은 건식침착이 증가하는 3월과 습식침착이 증가하는 8~9월에 증가하는 경향을 보였다(Table 4), (Fig. 1).

Table 5와 같이 본 연구결과는 미국, 영국의 도시지역 및 산업지역에서 조사된 질소 침착량과 비교시, 낮거나 유사한 수준을 보였다. 미국을 비롯한 유럽 등의 선진국은 1980년대 후반부터 CO, NO_x, SO_x와 같은 대기오염물질배출의 엄격한 규제로 인해 대기오염물질배출량이 감소하는 추세이다. 하지만 본 연구지역을 포함하는 동아시아지역 중 상대적으로 대기오염배출규제가 엄격하지 않은 중국의 산업발달로 인한 대기오염물질배출량이 급격히 증가하고 있다(Cofala et

al., 2007; Ohara et al., 2007). 대부분 1990년 후반에서 2000년대 초반에 기수행된 선진국의 질소침착량은 2010년을 대상으로 한 본 연구의 결과보다 유사하거나 다소 높은 결과들이 대부분을 차지하였다. 하지만 선진국은 엄격한 대기오염물질 배출규제로 꾸준히 배출량이 감소하고 있기 때문에 본 연구가 진행된 2010년에는 배출량의 감소와 함께 침착량도 기수행된 조사결과보다 감소했을 것으로 예상된다.

**Fig. 3.** Wet and dry deposition flux correlation with rain-fall.

3.2.2. 수치모형실험 검 · 보정

수치모형실험 결과를 검 · 보정하기 위하여 2010년 대기환경연보(국립환경과학원, 2011)와 2006~2007년

Table 5. Deposition flux of nitrogen followed by results from other countries

Region and property	Nitrogen Deposition	Reference
Denmark Land	17	Willem and Asman, 2001
Denmark Kattegate Sea	9	Willem and Asman, 2001
S, Nevada, USA (very polluted)	20~30	Tarnay et al., 2001
S, Nevada, USA (moderately polluted)	5~10	Tarnay et al., 2001
Tahoe lake, USA	1~7	Tarnay et al., 2001
California mixed conifer (arounded with industrial region)	5~45	Takemoto et al., 2001
South pennines, U.K (industrial region)	18~30	Evans et al., 2000
Wyoming, USA (foreast, snow area)	4	Zeller et al., 2000
Cape Cod	10~25	Brown and Valiela, 2001
Barnegat Bay	8	Gao, 2002
Connecticut, Urban coastal	15~26	Luoa et al., 2003
Connecticut, Rural coastal	8~15	Luoa et al., 2003

* Unit : kg/ha/yr

시화호 해양환경 개선 사업(해양수산부, 2007)의 실
측자료를 인용하였다.

국립환경과학원에서 수행한 2010년 산성강하물 결
과는 우리나라 전체 평균을 계절별로만 제시하고 있

어, 금회 자료를 봄(3~5월), 여름(6~8월), 가을(9~11
월), 겨울(1~12월)로 구분하여 비교 하였다(Table 6,
Fig. 4.). 우리나라 전체 평균을 나타낸 국립환경과학
원의 결과가 상대적으로 높은 값을 보였다.

Table 6. 2010 seasonal comparison of WRF-CAMx and observation data

Month	Deposition(kg/ha)	
	2010 WRF-CAMx	2010 Observation
Spring	4.46	8.80
Summer	4.76	14.30
Autumn	4.39	6.00
Winter	3.64	7.50
Sum	17.25	36.60

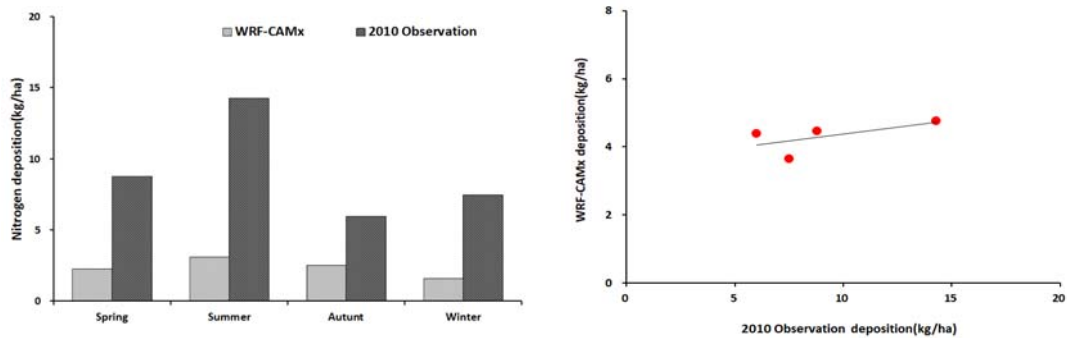


Fig. 4. Correlation between 2010 WRF-CAMx and 2010 observation.

Table 7. Compared with 2010 WRF-CAMx and observation results from 2006 to 2007

Month	Deposition(kg/ha/month)						
	WRF-CAMx	Ansan-deaboo		Ansan-banwol		Hwasung	
	2010	2006 Observation	2007 Observation	2006 Observation	2007 Observation	2006 Observation	2007 Observation
1	1.13	1.40	0.36	0.84	0.44	0.71	0.75
2	1.22	0.03	0.55	1.54	0.64	1.03	0.73
3	1.55	1.66	1.33	1.36	1.27	1.13	1.62
4	1.47	1.07	1.59	1.38	1.27	1.27	1.33
5	1.44	2.28	1.47	2.07	1.44	1.27	1.16
6	1.53	1.46	3.76	1.23	3.57	0.77	4.19
7	1.55	1.01	3.27	3.14	1.24	3.96	2.17
8	1.68	1.18	1.34	0.11	1.21	1.25	1.60
9	1.70	0.93	1.27	0.25	1.67	1.33	2.28
10	1.44	0.96	-	0.72	-	1.41	-
11	1.25	0.94	-	1.49	-	1.67	-
12	1.29	0.56	-	0.62	-	1.36	-
Sum	17.24	13.47	14.95	14.73	12.74	17.14	15.83

해양수산부에서 수행된 결과는 안산시 대부과 반월 그리고 화성에서 2006년 1월부터 2007년 9월까지의 조사지점별 월별 결과를 제시하고 있어 금회 자료와 비교하였다(Table 7, Fig. 5.). 2006년에 대부는 2월에, 반월은 8월에 습식침착 조사가 수행되지 않았고, 또한 수행된 건식침착량의 결과도 다른 조사시기와 상이한 결과값을 보여 fig. 5.에는 제외하였다. 2010년 WRF-CAMx 결과와 2006~2007년 결과는 조사시기가 상이하여 직접적인 비교는 어렵지만, 질소 침착량의 월별 총량은 2006년 화성시 조사결과와 유사하였다. 전반적으로 계절적 경향은 유사한 분포를 보였으나, 강우가 증가하는 6~7월에는 WRF-CAMx 결과가 상대적으로 낮은 값을 보였다.

3.3. 질소 물질수지 결과

3.3.1. 농·축산지역

농·축산지역에서 질소 유입 및 유출량을 Table 8과 Fig. 6에 정리하였다.

가. 질소 유입

질소 유입항목은 인공질소비료 사용량, 토양에서 질소고정량, 관개용수 내 질소량, 가축분뇨 처리 후 농

경지로 재살포된 질소량, 가축사료 사용량으로 하였다.

인공비료로 인한 질소 유입량은 2,082 ton으로 나타났다(Ansan, Haseong, Si-heung, 2011). 논에서 질소고정량은 25~45 kg/ha/yr(Takeda et al., 1991; Yuyama et al., 2003; Ortiz-zayas et al., 2006)로 다양한 연구결과가 발표되었으며, 본 연구에서는 두 값을 모두 사용하여, 연간 총 148~266 ton/yr(평균 207 ton/yr)로 산출하였다. 밭에서 질소고정량은 15 kg/ha/yr(Choi, 2004)로 연간 총 118 ton/yr로 산출하였다. 관개용수(Irrigation water)는 Yun et al.(2008)이 제시한 24.25 kg/ha/yr를 사용하여, 연간 총 144 ton/yr로 추정하였다. 또한 축산지역에서 가축분뇨 처리 후 농경지에 퇴비의 형태로 재살포되는 질소량은 1,052 ton/yr로 추정하였다.

3개 시의 통계연보에 따르면 축산업에서 사용하는 사료의 소비량은 396,545 ton/yr이었으며, 사료내 단백질 함유량이 15%이며, 단백질 내 질소함량을 고려하여 사료로 인하여 축산업으로 유입된 질소는 9,517 ton/yr로 산출하였다.

농·축산지역에 대기로부터 침착된 질소량은 243

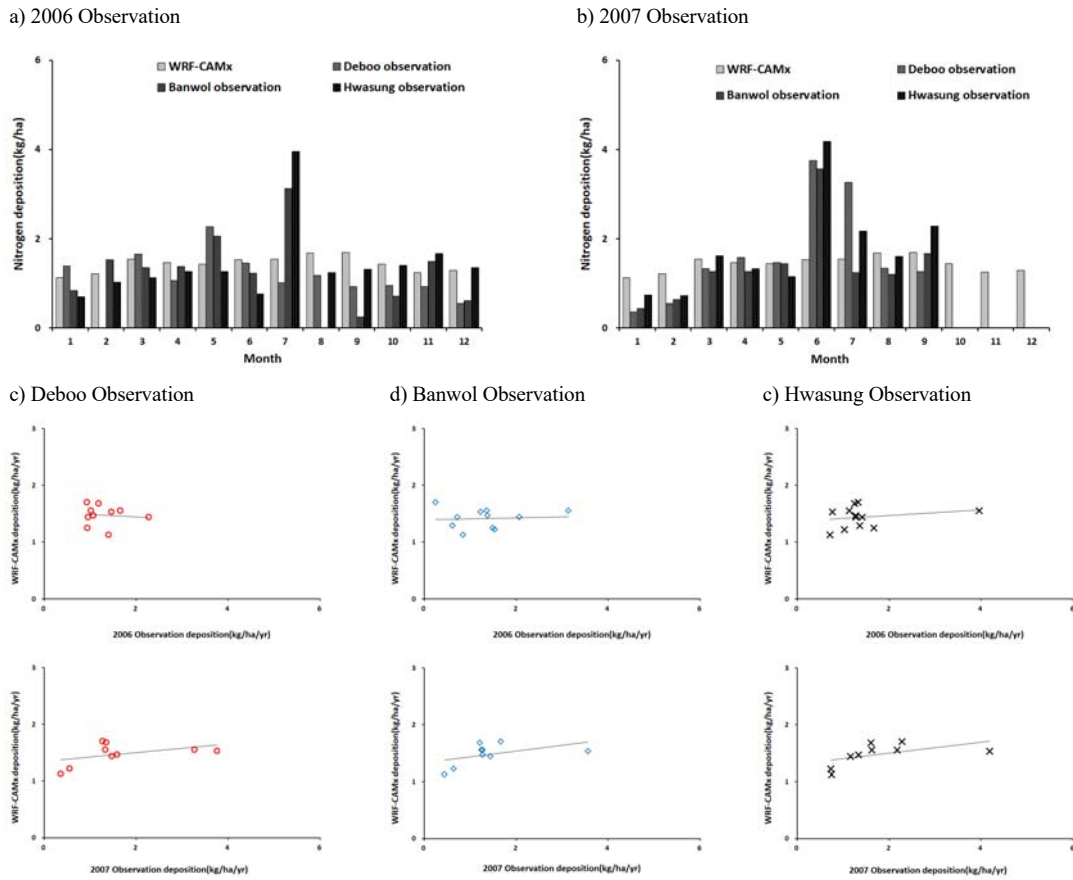


Fig. 5. Correlation between 2010 WRF-CAMx and 2006~2007 observation.

ton/yr로 나타났다. 최종적으로 농·축산지역으로 유입된 질소의 총 양은 연간 13,304~13,423 ton/yr(평균 13,364 ton/yr)로 추정하였다.

나. 질소 유출

질소 유출항목은 작물에 의한 영양물질 흡수량과 논과 밭에서의 탈질량과 지하수로 유출량이다. 축산지역은 가축분뇨 처리시 대기로 탈질된 양, 농경지에 퇴비 등으로 재살포된 양, 축산물 가공으로 유출된 양으로 하였다.

농경지에 시비된 질소와 작물 생산량과의 관계를 보면, 작물 생산량은 질소양분의 공급이 증가함에 따라 그 양이 일정해 지는 것으로 나타났다. 물론 작물 흡수량은 강수량, 온도 그리고 기후에 따라 많은 영향을 받으므로 연구방법에 따라 많은 오차가 있을 수 있

지만, 본 연구에서는 전체 시비량에 61.7%만 농작물이 흡수하는 것으로 추정하였다(Lim et al., 2007). 따라서 작물흡수로 유출된 질소량은 1,285 ton/yr로 산출하였다(Table 5).

토양에서 질소의 탈질량은 논에서는 30~70 kg/ha/yr, 밭에서는 30 kg/ha/yr로 조사되었다(Yun et al., 2008). 따라서 논에서는 178~414 ton/yr(평균 296 ton/yr), 밭에서는 236 ton/yr가 유출되는 것으로 나타났다.

농·축산지역에 인공비료, 대기침적 및 가축분뇨 재사용으로 살포된 질소 중 1.6%(Kim et al., 2004)와 3.3%(Roh et al., 2005)가 지하수로 유출되는 것으로 나타났다. 이에 지하수로 유출된 양은 54~111 ton/yr(평균 83 ton/yr)로 나타났다.

Table 8. Nitrogen input and output in agricultural area

Major item	Total amount (ton/yr)	Percentage (%)	Input & out of nitrogen budget
Input	13,304~13,423(13,364)		
Nitrogen Fertilizer	2,082	15.5~15.6(15.6)	Statistics annual report, 2011
Fixation(rice paddy)	148~266(207)	1.1~2.0(1.6)	25~45 kg/ha/yr × 5,921 ha × 10 ⁻³
Fixation(farm)	118	0.9~0.9(0.9)	15 kg/ha/yr × 7,855 ha × 10 ⁻³
Irrigation	144	1.1~1.1(1.1)	24.3 kg/ha/yr × 5,921 ha × 10 ⁻³
Compost	1,052	7.8~7.9(7.9)	1,087 ton/yr × 0.97 × 0.6
Deposition	243	1.9~1.9(1.9)	17.24 kg/ha/yr × 14,137 ha × 10 ⁻³
Feedstuff	9,517	70.9~71.5(71.2)	396,545 ton/yr × 0.15 × 0.16
Output	11,269~11,563(11,416)		
Uptake	1,285	11.1~11.4(11.3)	2,082 ton/yr × 0.617
Denitrification(rice paddy)	178~414(296)	1.6~3.6(2.6)	30~70 kg/ha/yr × 5,921 ha × 10 ⁻³
Denitrification(farm)	236	2.0~2.1(2.1)	30 kg/ha/yr × 7,855 ha × 10 ⁻³
Leaching	46~95(71)	0.5~1.0(0.7)	(1.6~3.3 kg/ha/yr) × (2,878 ton/yr) × 10 ⁻³
Volatilization(compost)	706	6.1~6.3(6.2)	1,807 ton/yr × 0.976 × 0.4
Compost	1,052	9.1~9.3(9.2)	1,807 ton/yr × 0.97 × 0.6
Meat processing	7,716	68.6~70.4(69.5)	(9,517 - 706 - 1,058 - 43) ton/yr
Nonpoint outflow	43	0.4~0.4(0.4)	1,807 ton/yr × 0.024
Input - output	1,860~2,035(1,948)		

축산지역으로 유입된 질소는 가축의 분뇨로 유출되어 퇴비, 퇴·액비로 농경지로 재살포되며, 처리과정에서 40%는 온실효과를 초래하는 아산화질소(N₂O)로 탈질화 되어 대기로 유출된다. 분뇨로 배출되는 질소를 제외한 나머지는 축산물가공으로 유출된다. 본 연구지역에서 사육하는 4대 축종의 분뇨발생량은 Table 6과 같이 연간 총 1,807 ton/yr로 산출되었다. 축산농가는 축산폐수 처리시설이 의무화되어 있어 축산농가의 97.6%가 분뇨처리시설을 갖추고 있는 것으로 조사되었다. 발생한 가축분뇨 중 분뇨처리시설에

차집된 1,764 ton/yr은 축산농가의 축산폐수 처리시설에서 자원화 과정 중에 706 ton/yr는 대기로 휘발되며, 퇴·액비화된 1,052 ton/yr은 농지에 재살포된다. 가축분뇨 처리를 규제하지 않고, 신고하지 않은 농가까지 포함하면 이보다 더 많은 양으로 추정된다. 축산농가 자체 축산폐수 처리시설에 차집되지 않은 43 ton/yr은 비점오염원으로 유출된 것으로 추정된다. 축산지역으로 유입된 질소 중 가축분뇨로 배출되지 않은 질소 7,710 ton/yr은 축산물 가공으로 유출되는 것으로 추정하였다. 농·축산지역에서 유출된 총 질소량은

Table 9. Nitrogen amount from livestock-manure

Major item	An-san (head)	Si-heung (head)	Hwa-seong (head)	Sum (head)	Emission (kg/head/yr)	Amount (ton/yr)
Cattle	2,171	3,909	9,615	15,695	46.0	722
Pig	734	4,007	24,430	29,171	20.0	583
Chicken	2,445	41,944	792,251	836,640	0.6	502
			SUM			1,807

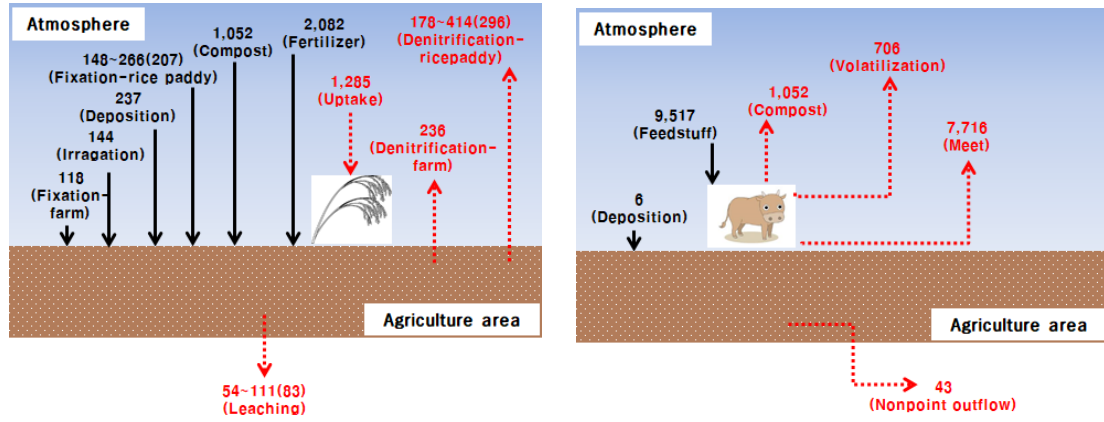


Fig. 6. Input & output budget of nitrogen in agricultural area in 2010. →, nitrogen input; ⇨, nitrogen output.

연간 11,269~11,563 ton/yr(평균 11,416 ton/yr)로 나타났다(Table 8, Fig. 6).

3.3.2. 임야지역

임야지역에서 질소 유입 및 유출량을 Table 9과 Fig. 7에 정리하였다.

가. 질소 유입

임야지역의 질소 유입항목은 생물학적 질소고정박테리아에 의한 질소고정량과 대기로부터 침착된 질소량이다.

임야 20,098 ha에서 질소고정박테리아에 의한 질소고정량은 6.7 kg/ha/yr(Bashkin et al., 2002)로 연간 135 ton/yr로 산출하였다. 대기로부터 침착된 질소는 연간 총 346 ton/yr로 산출하여, 임야지역으로 유입된

총 질소량은 481 ton/yr로 나타났다.

나. 질소 유출

임야지역에서 질소 유출항목은 산림 흡수량과 탈질화 되어 대기로 휘발되는 양 그리고 지하수로 유출되는 양이다.

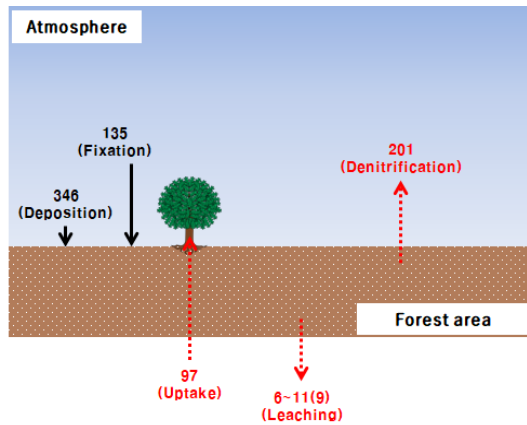
탈질량은 10 kg/ha(Ko and Kang, 2000)로 201 ton/yr로 산출되었다. 연구지역의 임야에서 침엽수, 활엽수 그리고 혼효림의 면적은 19,759 ha이며, 산림이 없는 무입목지는 총 339 ha로 나타났다(Table 10). 산림에서 침엽수와 활엽수 그리고 혼효림의 줄기와 가지의 생장에 필요한 질소흡수량을 연간 4.9 kg/ha/yr(Sim et al., 2001)로 97 ton/yr이며, 지하수로 유출된 질소량은 6~11 ton/yr(평균 9 ton/yr)로 나타났다. 임야

Table 10. Nitrogen input and output in forest area

Major item	Total amount (ton/yr)	Percentage (%)	Input & out of nitrogen budget
Input	481		
Fixation	135	28.0	6.7 kg/ha/yr × 20,098 ha × 10 ⁻³
Deposition	346	72.0	17.24 kg/ha/yr × 20,098 ha × 10 ⁻³
Output	303~309(306)		
Denitrification	201	65.0~66.3(65.6)	10 kg/ha/yr × 20,098 ha × 10 ⁻³
Uptake	97	31.3~31.9(31.6)	4.9 kg/ha/yr × 19,759 ha × 10 ⁻³
Leaching	6~11(9)	1.8~3.7(2.8)	474 ton/yr × (0.016~0.033)
Input - output	172~178(175)		

Table 11. The study area forest configuration

Major item	An-san(ha)	Si-heung(ha)	Hwa-seong(ha)	SUM(ha)
Conifer	2,116	790	4,357	7,263
Non-Conifer	1,868	1,631	3,320	6,819
Mixed	2,270	1,870	1,537	5,677
Forest land without trees	130	59	150	339
SUM(ha)	6,384	4,350	9,364	20,098

**Fig. 7.** Input & output budget of nitrogen in forest area in 2010. →, nitrogen input; ↗, nitrogen output.

지역에서 유출된 총 질소량은 303~309 ton/yr(평균 306 ton/yr)로 나타났다.

3.3.3. 도시지역

도시지역에서 질소 유입 및 유출량을 Table 11과 Fig. 8에 정리하였다.

가. 질소 유입

도시지역의 질소 유입항목은 주로 음식물 섭취와 대기로부터 침착된 양이다.

도시지역에서 음식물 섭취로 유입된 질소량은 축산지역에서 육가공으로 유출된 질소를 유입량으로 사용하지 않고, 1인당 단백질 섭취량을 사용하여 추정하였다. 그 이유는 축산지역에서 육가공으로 유출된 질소량(7,710 ton/yr)은 전국에 유통되기 때문에 정확한 유입량을 계산할 수 없었다. 이에 우리나라 연간 1인당 단백질 섭취량인 75.8 g/day(Yun et al., 2008)를 이용하여 계산한 결과, 26,094 ton/yr로 나타났다. 섭취한 단백질 중 질소가 차지하는 비율은 16%로 도시지

역에서 사람이 음식물로 섭취한 질소량은 3,642 ton/yr로 나타났다. 대기로부터 도시지역으로 침착된 질소의 양은 277 ton/yr로, 도시지역으로 유입된 총 질소량은 4,581 ton/yr로 나타났다.

나. 질소 유출

도시지역은 지표면이 아스팔트나 콘크리트로 포장되어 있어 생물학적 질소고정과 지하수로 유출되는 되지 않는 특성으로 대기로부터 침착된 질소는 주로 하수관거에 포집되어 하수종말처리장에서 처리된다. 일부 차집되지 않은 질소는 비점오염원으로 유출된다(Choi et al., 2004; Yun et al., 2008). 본 연구는 도시지역에서 질소 유출항목을 분뇨 및 하수처리 과정에서 대기로 휘발되는 양과 음식쓰레기 분뇨 및 하수처리과정에서 슬러지의 형태로 육상 매립장 또는 해양에 배출된 양으로 하였다.

단백질은 인간의 체내로 축적되어 10%정도가 인체활동에 쓰이고, 나머지 90%는 분뇨로 배출된다(Yun et al., 2008). 인간의 인체활동에 쓰인 단백질에 포함된 질소량은 431 ton/yr이며, 체외로 배출된 질소 3,874 ton/yr이 처리시설로 옮겨 처리된다. 분뇨처리과정에서 94%에 해당하는 3,642 ton/yr이 탈질화되어 대기로 휘발되고, 나머지 247 ton/yr은 육상 및 해양에 매립되는 것으로 나타났다. 연구대상 지역의 2010년 하수도 보급률이 90.6%(환경통계포털(www.stat.me.go.kr), 환경부)로 나타나, 대기로부터 침착된 질소 중 251 ton/yr은 처리시설로 차집되는 것으로 나타났다. 차집된 질소는 하수처리과정에서 236 ton/yr은 탈질화되어 대기로 휘발되고, 나머지 15 ton/yr은 육상 및 해양으로 매립되는 것으로 나타났다. 하수관거로 차집되지 않은 26 ton/yr은 비점오염원으로 직접 수계로 유출된 것으로 추정하였다. 따라서 도시지역에서

Table 12. Nitrogen input and output in urban area

Major item	Total amount (ton/yr)	Percentage (%)	Input & out of nitrogen budget
Input	4,581		
Food	4,305	94.0	$75.8 \text{ g/day} \times 972,414 \times 365 \times 0.16 \times 10^{-6}$
Deposition	277	6.0	$17.24 \text{ kg/ha/yr} \times 16,079 \text{ ha} \times 10^{-3}$
Output	4,581		
Volatilization	3,642	79.5	$4,305 \text{ ton/yr} \times 0.9 \times 0.94$
Human uptake	430	9.4	$4,305 \text{ ton/yr} \times 0.1$
Sewage treatment Volatilization	236	5.1	$277 \text{ ton/yr} \times 0.906 \times 0.94$
Land & Ocean disposal	247	5.4	$(4,305 \text{ ton/yr} \times 0.9 \times 0.06) + (277 \text{ ton/yr} \times 0.906 \times 0.06)$
Nonpoint outflow	26	0.6	$277 \text{ ton/yr} \times 0.119$
Input - output	0		

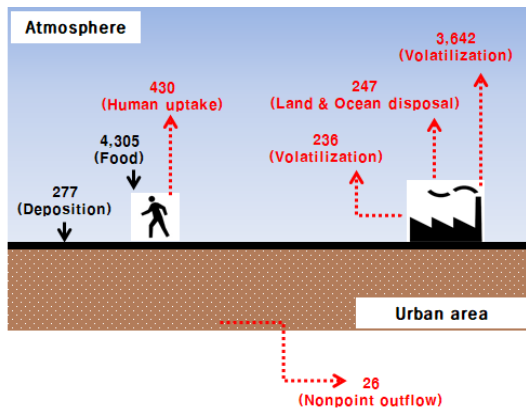


Fig. 8. Input & output budget of nitrogen in urban area in 2010. →, nitrogen input; - - ->, nitrogen output.

유출된 총 질소량은 4,581 ton/yr로 나타났다.

3.3.4. 잉여 질소량

잉여 질소량은 질소 유입량에 유출량을 뺀 값을 잉여 질소량으로 하였다. 잉여질소량은 도시지역에서는 없었으며, 농·축산지역에서 1,860~2,035 ton/yr(평균 1,948 ton/yr), 임야지역에서 172~178 ton/yr(평균 175 ton/yr)로 총 2,032~2,214ton/yr(평균 2,123 ton/yr)가 하천을 통해 시화호로 유입되는 것으로 예측된다. 농·축산지역과 도시지역에서 비점오염원으

로 시화호 내측으로 직접 배출된 질소는 69 ton/yr로 나타났다.

3.4. 인공습지 및 갯벌에 의한 질소 제거량

잉여질소는 시화호 인공습지와 갯벌조간대를 거치면서 습지생물과 미생물에 의해 흡수 및 분해된다. 인공습지는 시화호 상류 하천인 반월천, 동화천, 삼화천의 합류지점의 간석지인 경기도 안산시 본오동 및 경기도 화성군 비봉면 일원에 위하였으며, 총 면적은 104 ha 이다. 습지바닥 토양은 실트(Silt)와 점토질(Clay)이 많이 함유한 실트질식 양토(Silty clay loam)로 조성하였다(K-water, 2002). 인공습지에서 오염물질의 제거는 크게 물 흐름 저하에 의한 입자성물질의 침전, 습지 식·생물과 미생물에 의한 영양염류의 흡수 및 유기물 분해 그리고 토양(sediment)과 식물뿌리에서의 흡착과 응집 등과 같은 과정을 거쳐 이루어진다(Reddy and DeBus, 1987). 그리고 오염물질의 제거효율은 습지의 유형, 처리수의 농도 및 부하량, 체류 시간, 수심, 식재식물의 종류, 토양환경 등에 영향을 받는다(US EPA, 2000). 시화호 인공습지의 질소 제거효율은 2002년 23.2%, 2003년 30.3%, 2004년 29.6%로 운영기간동안 안정적인 처리효율을 보였다(Choi et al., 2008). 본 연구에서는 인공습지에서 질소 제거효율을 보수적으로 평가하기 위하여 20%로 가정

하였다.

시화호 인공습지를 거친 잉여질소는 내측 갯벌조간대를 거쳐 시화호 내측으로 배출된다. 갯벌은 육지로부터 유입된 유기물과 영양물질 등의 오염물질이 침강하여 갯벌내 서식하는 미생물에 의해 분해 및 흡수되며, 영양물질을 이용한 갯벌 표면에서 일차생산에 의해 생성된 갯벌생물이 발생하는 과정을 통하여 오염물질이 제거된다(Sin et al., 2007). 모래(Sand)가 97.8%를 차지하는 춘장대와 84.9%를 차지하는 계화도 그리고 니질이 98.8%를 차지하는 어은리 갯벌에서 질소의 제거효율은 56.3%와 62.4% 그리고 74.7%로 나타나 갯벌의 퇴적상에 따라 질소 제거효율이 다른 결과를 보였다(You et al., 1999). 호기성(6.0 ± 0.2 mg/L) 상태에서 실험한 You et al.(1999)과 달리 Bartlett et al.(1979)은 혐기성 상태의 저질이나 습지토양에 혼합된 질소는 수일 내 90% 이상이 탈질하나 미생물학적 고정 등으로 변화되어진다고 하였다. 본 연구에서는 갯벌에서 질소 제거효율을 보수적으로 평가하기 위하여 모래(Sand) 84.9%를 차지하는 계화도보다 낮은 60%로 가정했다.

농·축산지역, 임야지역 그리고 도시지역에서 배출된 잉여질소는 1차적으로 시화호 인공습지에서 20% 제거된 1,626~1,771 ton/yr(평균 1,698 ton/yr)가 시화호 주변 갯벌 조간대로 배출된다. 갯벌 조간대에서는 배출된 잉여질소량의 60%가 제거된 650~708 ton/yr(평균 679 ton/yr)가 시화호 내측으로 배출되어 시화호 내측 수질에 직접적인 영향을 미칠 것으로 사료된다.

4. 결론

본 연구는 대기로부터 습식 및 건식으로 시화호 내측과 주변 유역에 침착된 질소량을 CAMx 모델로 산정하였으며, 물질수지법을 이용하여 시화호 유역의 토지이용 특성에 따른 질소 유입 및 유출량을 산정하였다.

대기로부터 시화호 내측으로 침착된 질소량은 총 97 ton/yr이며, 이중 건식침착이 44%, 습식침착이 56% 차지하였다. 습식침착은 강우가 증가하는 6월부터 완만하게 증가하여 강우량이 가장 많은 시기인 8~9

월에 높았으며, 건식침착은 1~3월과 12월에 증가하는 경향을 보였다.

시화호 주변 농·축산지역, 임야지역 배출된 잉여질소량은 2,030~2,214 ton/yr(평균 2,123 ton/yr)로, 잉여질소는 하천을 통해 시화호 인공습지와 인근의 갯벌 조간대를 거쳐 시화호 내측으로 배출된다. 잉여질소는 시화호 인공습지와 갯벌 조간대에서 20%와 60%가 각각 제거되어, 650~708 ton/yr(평균 679 ton/yr)가 시화호 내측으로 배출된다. 따라서 시화호 내측으로 배출된 질소는 잉여질소, 대기로부터 시화호로 직접 침착된 양 그리고 비점오염원으로 배출된 양의 합으로 총 817~875 ton/yr(평균 846 ton/yr)로 산정하였다.

전체 질소 배출량 중, 대기로부터 시화호로 침착된 질소의 비율은 11.1~11.9%(평균 11.5%)로 나타났으며, 비점오염원으로 배출된 질소는 7.9~8.5%(평균 8.2%)를 차지하는 것으로 조사되었다.

이와 같이 시화호 수질을 개선하기 위해서는 농·축산지역으로 배출되는 잉여 질소에 대한 적절한 관리가 필요하며, 특히 평균 19.7%를 차지하는 대기기원의 오염원과 비점오염원에 대한 관리가 필요할 것으로 사료된다. 또한 WRF-CAMx는 강우가 증가하는 6~7월에 질소침착량의 경향이 기존 연구결과와 상이한 것으로 추측해 볼 때, 시화호로 유입된 질소 중 대기로부터 침착된 비율은 본 연구결과보다 다소 증가할 것으로 사료된다. 또한 시화호 주변의 산업시설에서 배출되는 대기오염물질과 교통량의 증가 그리고 매년 발생하는 황사와 미세먼지로 인한 대기침착량이 매년 소폭 증가할 것으로 판단된다. 따라서 시화호 수질개선을 위해서는 기존에 추진해 온 단일매체 중심적인 오염평가 방법이 아닌 대기오염과 수질오염 제어에 대한 복합적인 평가가 필요할 것으로 판단된다.

REFERENCES

- An-san, 2010, Statistics annual report, 646.
- Asman, W. A. H., 2001, "Modelling the atmospheric transport and deposition of ammonia and ammonium: an overview with special reference to Denmark", Atmospheric Environment, 35, 1969~1983.
- Bartlett, M. S., Brown, L. C., Hanes, N. B., Nickerson, N.

- H., 1979, Denitrification in freshwater wetland soils, *J. Environ. Qual.*, 3, 409-413.
- Bashkin, V. N., Park, S. U., Choi, M. S., Lee, C. B., 2002, Nitrogen budgets for the Republic of Korea and the Yellow Sea region, *Biogeochem*, 57(58), 387-403.
- Boyer, E. W., Goodale, C. L., Jaworski, N. A., Howarth, R. W., 2002, Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A, *Biogeochemistry*, 57(58), 137-169.
- Boynton, W. R., Kemp, W. M., Keefe, C. W., 1982, A Comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. 69-90, In : *Estuarine Comparisons*. ed. by V.S Kennedy. Academic Press, New York, 709.
- Brown, J. L., Valiela, I., 2001, Historical changes in atmospheric nitrogen deposition to Cape Cod, Massachusetts, USA *Science of The Total Environment*, 309(1 - 3), 139-149.
- Cai, G. X., Chen, D. L., Ding, H. A., Pacholski, X. H., Zhu, Z. L., 2002, Nitrogen loss from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63, 187-195.
- Cheong, J. P., Jang, Y. H., 2005, Atmospheric Dry Deposition of Nitrogen-containing Compounds into Juam Reservoir, *J. of the Korean Society for Atmospheric Environment*, 21(6), 657-666.
- Choi, D. H., Choi, K. S., Kim, D. S., Kim, S. W., Choi, D. H., Hwang, I. S., Lee, Y. K., Kang, H., 2008, Temporal and Spacial Distributions of Water Quality and Evaluation of Pollutant Removal Efficiency in the Sihwa Constructed Wetland, *J. of the Korean Env, Res & Reveg. Tech*, 10(3), 1,013-1,020.
- Choi, E., Kim, T. H., 2004, Estimated Nitrogen Discharge by a Mass Balance Approach, *Korea Environment Institute*, 3(1), 95-117.
- Cofala, J. M., Amann, Z., Klimont, K., Kupiainen, L., Hoglund-Isaksson, 2007, Scenarios of global anthropogenic emissions of air pollutants and methane until 2030. *Atmospheric Environment*, 41(38), 8486-8499.
- Dudhia, J., 1993, A Nonhydrostatic version of the Penn State-NCAR mesoscale model: Validation tests and simulation of an Atlantic Cyclone and cold front, *Mon. Wea. Rev.*, 121, 1493-1513.
- ENVIRON, www.camx.com
- EPA, 2000, National Air Pollutant Emission Trends: 1900 - 1998, EPA 454/R-00-002. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 560.
- EPA, 2003, National Air Quality and Emission Trends Report: 2003 Special Studies Edition, EPA454/R-03-005. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 610.
- Erismann, J. W., Bleeker, A., 1997, Emission, concentration and deposition of acidifying substances, studies in *Environmental Science*, 69, 21-81.
- Evans, C. D., Jenkins, A., 2000, Surface water acidification in the South Pennines II. Temporal trends, *Environmental Pollution*, 109, 21-34.
- Gao, Y., 2002, Atmospheric nitrogen deposition to Barnegat Bay, *Atmospheric Environment*, 36, 5783-5794.
- Her, J. K., Nam, J. H., Kim, Y. J., Kim, I. S., Choi, K. S., Choi, S. I., Ahn, T. S., 2007, Analysis of Efficiency of Artificial Wetland for Waste Water Treatment Past Six Year Operation, *J. of the Korean Env, Res & Reveg. Tech*, 10(3), 1-7.
- Hwa-seong, 2010, Statistics annual report, 621.
- Kim, H. S., Kim, J. S., Kim, Y. I., Cheong, B. H., 2004, Analysis of the Characteristics of Nutrients Loading and the Water Purification Function in the Paddt-field, *KCID J*. 11(1), 36-44.
- Ko, J. Y., Kang, H. W., 2000, The effects of cultural practices on methane emission from rice paddy field, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58, 311-314.
- Korea Water Resources Corporation, 2002, Study on Operation and Management of Shi-hwa Constructed Wetland, 575.
- Lim, T. J., Hong, S. D., Kim, S. H., Park, J. M., 2007, Recommendation of Nitrogen Fertilization for Cucumber from Relationship between Soil Nitrate Nitrogen and Yield, *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 26(3), 223-227.
- Luo, Y., Yang, X., Carley, R. J., Perkins, C., 2003, Effects of geographical location and land use on atmospheric deposition of nitrogen in the State of Connecticut, *Environmental Pollution*, 124, 437-448.
- Martin, G., Schulz, 2007, Reanalysis of the TROpospheric chemical composition over the past 40 year (RETRO)-of the Max Planck Institute for Meteorology, Hamburg,

- 48.
- Ministry of maritime affairs & fisheries, 2007, Sihwa Lake marine environment improvement project, 727.
- National institute of environmental research, Annual report of air quality in Korea 2010, 494.
- National Oceanic and Atmosphere Administration, www.noaa.gov
- Ohara, T., Akimoto, H., Kurokawa, J., Horii, N., Yamaji, K., Yan, X., Hayasaka, T., 2007, An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980 - 2020. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 4419-4444.
- Ortiz-zayas, J. R., Cuevas, E., Mayol-Bracero, O. L., Donoso, L., Trebs, I., Figueroa-Nieves, D., McDowell, W. H., 2006. "Urban influences on the nitrogen cycle in Puerto Rico", *Biogeochemistry*, 79, 109-119.
- Parfitt, R. L., Schipper, L. A., Baisden, W. T., Elliott, H. A., 2006. Nitrogen inputs and outputs for New Zealand in 2001 at national and regional scales, *Biogeochemistry*, 80, 71-88.
- Reddy, K. R., DeBusk, T. A., 1987, State-of-the-art utilisation of aquatic plants in water pollution control, *Wat, Sci, Technol.*, 19(10), 61-79.
- Rene, V., Rudy, V. D., 2006, Spatial variation in atmospheric nitrogen deposition on low canopy vegetation, *Environmental pollution*, 144, 826-832.
- Roh, K. A., Kim, M. K., Lee, B. M., Lee, N. J., Seo, M. C., Koh, M. H., 2005, Assessment of Nitrogen Impaction on Watershed by Rice Cultivation, *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 24(3), 270-279.
- Scolow, R. H., 1999, Nitrogen management and the future of food : Lessons from management of energy and carbon, *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 96, 6,001-6,008.
- Si-heung, 2010, Statistics annual report, 650.
- Sin, B. S., Kim, K. H., 2007, Estimation of Ability for Water Quality Purification Using Ecological Modeling on Tidal Flat, *Journal of ocean engineering and technology*, 21(2), 42-49.
- Sim, J. M., Park, S. U., 2001, Estimates of absorption of nitrogen and basic cations South Forest, *Journal of Ecology and Environment*, 24(1), 51-59.
- Smil, V., 1997, Global population and the nitrogen cycle, *J. Scientific American*, 76-81.
- Song, Z., Zheng, Z., Li, J., Sun, X., Han, X., Wang, W., Xu, M., 2006, Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China, *Ecol, Eng.*, 26, 272-282.
- Takemoto, B. K., Bytnerowicz, A., Fenn, M. E., 2001, Current and future effects of ozone and atmospheric nitrogen deposition on California's mixed conifer forests, *Forest Ecology and Management*, 144, 159-173.
- Tarnay, L., Gertler, A. W., Blank, R. R., Jr Taylor, G. E., 2001, Preliminary measurements of summertime nitric acid and ammonia concentrations in the Lake Tahoe Basin air-shed: Implications for dry deposition of atmospheric nitrogen, *Environmental Pollution*, 113, 145-153.
- Xing, G. X., Zhu, Z. L., 2002, Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds, *Biogeochemistry*, 57(58), 405-427.
- You, S. J., Kim, J. G., 1999, Evaluation on the Purification Capacity of Pollution in the Tidal Flat, *J. Korean Fish, Soc.*, 32(4), 409-415.
- Yun, D. M., Park, S. H., Park, J. W., 2008, Nitrogen Budgets for South Korea in 2005, *J. of Korean Society of Environment Engineers*, 97-105.
- Yuyama, Y., Nakamura, M., Hata, K., Hirayama, M., 2003, "Material balance in model paddy fields with irrigation from eutrophied lake", 第3回日韓共同, 12~25.