



## 미처리하수지구 논에서의 수질 및 토양 특성 분석

### Analysis of Water Quality and Soil Environment in Paddy Fields Partially Irrigated with Untreated Wastewater

송정훈\* · 정한석\*\*† · 박지훈\* · 송인홍\*\*\* · 강문성\*\*\*\* · 박승우\*\*\*\*

Song, Jung Hun · Jeong, Han Seok · Park, Ji Hoon · Song, In Hong · Kang, Moon Seong · Park, Seung Woo

#### Abstract

The objectives of this study were to monitor and analyse water quality and soil property in paddy fields where untreated wastewater is irrigated. Three paddy fields where streamflow mixed with untreated wastewater has been irrigated (untreated wastewater district, UWD) were selected for monitoring, and five paddy fields in Yongin area (Yongin district, YID) where water from Idong agricultural reservoir (well-managed) has been irrigated were selected for comparative evaluation. Electronic conductivity (EC), suspended solids (SS), total nitrogen (T-N), total phosphorous (T-P), NO<sub>3</sub>-N, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, total coliform (TC), fecal coliform (FC), and *E. coli* of the irrigation water in the UWD were significantly higher than those in the YID. Relatively high concentrations of EC, T-N, T-P, TC, FC, *E. coli*, copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn), and aluminium (Al) were shown in the irrigation water of the UWD especially during May to June. In general, the paddy soil in the UWD contained more Pb, Zn, and Cu than in the YID although the soil heavy metal contents in the UWD still meet the Korean soil contamination warning standards. No temporal trends in the heavy metal concentrations were found in paddy soils of the UWD. This study showed that the use of untreated wastewater to paddy fields has the possibility of negative impacts on water quality and soil, although long-term monitoring is needed to fully evaluate its effects.

**Keywords:** Paddy field; soil environment; untreated wastewater irrigation; water quality

#### 1. 서 론

우리나라는 하수처리구역 내에서 발생하는 하수의 경우 공공하수처리시설을 통해서 처리되어 하천으로 방류되고 있다. 하수처리구역 외에서 발생하는 생활하수는 미처리 상태 또는 오수처리시설이나 정화조 등 간이처리를 거쳐 배수로로 흘러나와 하류의 하천이나 호소로 배출된다. 오수 등은 별도로 수거하여 공공하수처리장에서 처리되기도 하며, 잡배수는 간이처리 후 배출된다. 하수처리구역 외에서 발생하는 하수량은 2012년 기준 1일 1,017천 톤에 이르는 것으로 보고되

고 있다 (MOE, 2013a).

미처리하수 중 일부는 농업용수로 쓰이기도 하며, 이러한 경우는 농업기반시설이 갖춰지지 않은 소규모 논에서 나타난다. 용수원이 없는 천수답에서는 마을잡배수와 배후유역에서 흘러나온 물이 혼합되어 관계될 수 있다. 또한, 미처리하수는 하천으로 흘러나가 취입보 또는 양수장 등을 통해 논으로 유입될 수 있다.

미처리 생활하수가 농업용수로 이용될 경우 질병의 확산과 감염, 기생충의 창궐 등 보건 위생상 문제를 초래하거나 환경적으로 악영향을 미칠 수 있다 (WHO, 1989; Kang et al., 2007). 하수 중에 포함된 과도한 영양물질은 병해충 및 도복 발생 등으로 수량을 감소시킬 수 있으며 (Mills and Jones, 1979), 중금속 성분은 벼 잎의 백화현상을 유발하거나 뿌리 성장을 억제하여 유독할 수 있다 (Asano et al., 2007; Jeong et al., 2013). 또한, 중금속 성분의 토양 집적은 작물을 통해 인체에 유해한 영향을 줄 수 있다 (Sharma et al., 2007; Jeong et al., 2013).

하수의 농업용수로의 이용에 관한 연구는 대체수자원 확보의 관점에서 국내외에서 활발히 이루어져 왔다. 국내에서는 하수처리수의 직접재이용에 따른 논에서의 수질, 토양, 그리고 생육영향 등을 평가하는 연구 (Kang et al., 2004; Kang et al., 2007; Jang et al., 2010; Seong et al., 2011; Jang et al.,

\* Department of Rural Systems Engineering, Seoul National University

\*\* Institute of Green Bio Science and Technology, Seoul National University

\*\*\* Research Institute for Agriculture & Life Sciences, Seoul National University

\*\*\*\* Department of Rural Systems Engineering, Research Institute for Agriculture & Life Sciences, Seoul National University

† Corresponding author

Tel.: +82-2-880-4591 Fax: +82-2-873-8725

E-mail: jeonghanseok@gmail.com

Received: August 21, 2014

Revised: October 6, 2014

Accepted: October 8, 2014

2012; Jang et al., 2013; Jung et al., 2014)와 대장균 등 미생물의 거동분석, 대장균수 확률분포 특성 분석, 그리고 인체 위해성을 평가하는 연구 (Jung et al., 2004; Jung et al., 2005; Yoon et al., 2006; Rhee et al., 2009; Jun et al., 2013)가 수행된 바 있다. 또한, 하수처리수의 농업용수로의 간접재이용에 따른 수질 및 토양환경에 미치는 영향을 평가하는 연구 (Jeong et al., 2013)가 이루어졌다. 하지만, 기존의 연구는 공공하수처리시설에서 처리된 하수 또는 여과 및 자외선소독 등에 의해 처리된 하수에 따른 영향을 분석한 연구로, 처리되지 않거나 정화조 등 간이처리 후 흘러 보내는 미처리하수의 농경지 유입에 따른 수질 및 토양 환경영향을 분석하는 연구는 부족한 실정이다.

본 연구에서는 미처리하수지구와 농업용저수지의 관개용수를 공급하는 대비구를 선정하여 모니터링 시스템을 구축하고, 수집한 계측 자료를 이용한 통계학적 분석을 통해 미처리하수의 농경지 유입에 따른 논에서의 수질 및 토양 특성을 평가하고자 한다.

## II. 재료 및 방법

### 1. 대상지구 및 포장의 선정

본 연구에서는 연구진으로부터의 접근성이 용이한 화성, 수원, 오산, 용인, 평택의 공공기관을 방문하여 하수처리구역을 획득하였으며, 하수처리 기존구역과 처리예정구역을

제외한 지역을 미처리하수구역으로 구분하였다 (Fig. 1).

하수도 통계 (MOE, 2013a)에는 전국 시군구별 미처리하수구역과 하수처리구역의 면적이 명시되어 있으며, Table 1은 화성, 오산, 용인, 평택의 미처리하수 및 처리구역 면적을 나타낸 것이다. 미처리하수구역 면적은 화성, 용인, 평택이 80% 이상으로 높게 나타났으며, 이 지역의 미처리하수구역에 위치한 마을의 하수는 미처리상태로 농경지로 유입될 가능성이 있는 것을 확인할 수 있었다. 화성, 용인, 평택 중 기 구축한 미처리하수구역에 포함되고 접근성이 용이한 지역을 중심으로 현장 조사를 실시하였다. 현장 조사 후 축산농가 또는 마을주거지가 논과 인접하여 축산폐수 또는 생활하수가 미처리상태로 논으로 관개될 가능성이 있는 3개 포장을 미처리하수지구

Table 1 Treated and untreated wastewater area (MOE, 2013a)

Region	Treated wastewater area (km <sup>2</sup> )	Untreated wastewater area (km <sup>2</sup> )	Sum (km <sup>2</sup> )
Hwaseong-si	86.0	602.0	688.0
	(13 %)	(88 %)	(100 %)
Yongin-si	103.0	488.4	591.4
	(17 %)	(83 %)	(100 %)
Osan-si	26.2	16.6	42.8
	(61 %)	(39 %)	(100 %)
Pyeongtaek-si	81.2	373.4	454.6
	(18 %)	(82 %)	(100 %)

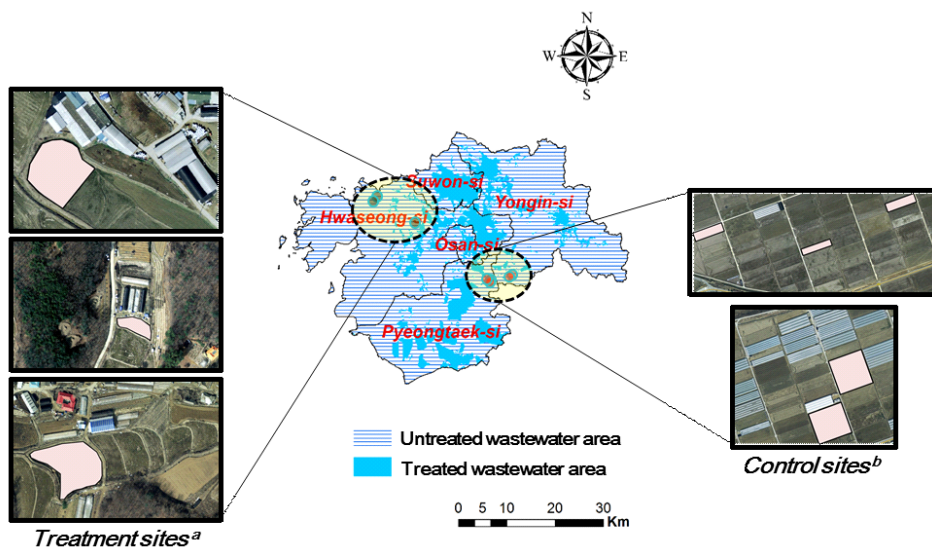


Fig. 1 The study locations of the control and treatment sites including each monitoring station, a and b indicate paddy fields partially irrigated with untreated wastewater and irrigated from agricultural reservoir, respectively

(untreated wastewater district, UWD) 연구 대상지로 선정하였으며 Fig. 1과 같다.

본 연구를 위한 대비구로 경기도 용인시에 위치한 이동저수지를 관개용수로 이용하는 용인지구 (Yongin district, YID)의 5개 포장을 선정하였다. 용인지구는 용수원인 이동저수지가 상수원 보호구역으로 지정 관리되고 있고, 구획정리 및 용·배수로가 체계적으로 정비되어 있어 비교적 깨끗한 관개용수가 논으로 유입된다 (Song et al., 2013a; Jeong et al., 2013).

## 2. 수질 및 토양 모니터링

본 연구에서는 미처리하수지구와 용인지구를 구분하여 수질 및 토양 시료를 정기적으로 채취하였다. 각 지구의 관개수와 담수는 2012~2013년의 영농기에 대해 주 1회 간격으로 동일한 날짜에 샘플링하였으며, 중간낙수와 기상조건에 따라 담수가 이루어지지 않을 경우에는 시료를 채취하지 않았다. 토양시료는 대상지구의 모든 시험포장에 대하여 시간에 따른 영양물질 및 중금속의 집적 변화를 분석하기 위하여 지구별로 총 6회에 걸쳐 0~20 cm의 토심에 대해 채토기를 이용하여 채취하였다.

모든 수질 및 토양시료는 서울대학교 농업생명과학공동기기원 (National Instrumentation Center for Environmental Management, NICEM)에 의뢰하여 분석하였다. 수질시료는 pH, EC (electronic conductivity), DO, TOC (total organic carbon), BOD<sub>5</sub>, SS (suspendid solid), 영양염류, 중금속, 대장균수 등 총 37가지 항목에 대하여 수질오염공정시험기준 (환경부고시 제2012-99호)에 따라 분석하였고, 토양시료는 pH, TOC, CEC (cation exchange capacity), T-N (total nitrogen), T-P (total phosphorous), Cd, Pb, Zn, Cu, 총대장균수 등 10가지 항목에 대하여 ASA (american society of agronomy)와 SSSA (soil science society of america)의 토양 분석방법 (Chapman and Pratt, 1961)에 따라 분석하였다.

## 3. 통계 분석방법

본 연구에서는 미처리하수의 농경지 유입에 따른 논에서의 환경 영향을 정량적으로 평가하기 위하여, 처리구별 수질 및 토양 성분의 평균을 통계적 유의성 검정 방법을 이용하여 비교하였다. 두 지구간 평균 비교를 위한 유의성 검정 방법은 자료의 수가 30개 이상의 자료에 대해 독립표본 t-검정 (independent samples t-test)을, 30개 미만의 자료에 대해 비모수 통계검정인 맨-휘트니 검정 (Mann-Whitney U test)을 이용하였다 (NRCS, 2003). 또한, 통계적 유의수준은  $p$  값 0.05이하로 정하여 두 지구간 수질 및 토양 성분의 평균이 같

다는 귀무가설에 대한 기각여부를 판단하였다. 모든 통계분석은 IBSS SPSS Statistics 21 (SPSS, Inc., 2012)를 이용하였다.

## III. 결과 및 고찰

### 1. 수질 특성 분석

#### 가. 평균농도 분석

Table 2는 미처리하수지구와 대비구인 용인지구의 37개 수질 항목에 대한 관개수 및 담수 모니터링 결과와 통계 분석 결과를 보여주고 있다. pH는 관개수의 경우 두 모니터링 지구간 유의한 차이가 나타나지 않았으나, 논담수의 경우 미처리하수지구에서 높게 나타났다 ( $p < 0.05$ ). 하지만, 우리나라의 농업용수 pH 기준인 6.0~8.5를 벗어나지는 않았다.

EC는 관개수의 경우 미처리하수지구에서  $0.33 \text{ ds m}^{-1}$ 로 용인지구의  $0.18 \text{ ds m}^{-1}$ 와 비교하여 유의한 차이가 있는 것으로 나타났으나 ( $p < 0.01$ ), 담수의 경우에는 유의한 차이가 나타나지 않았다. Kim et al. (2003)에 의하면 우리나라 논 관개용 지하수의 EC 평균농도는  $0.286 \text{ ds m}^{-1}$ 으로 보고하고 있으며 미처리하수지구 관개수에서는 이보다 높은 것으로 나타났다.

치환성양이온 ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{+}$ )은 관개수의 경우 미처리하수지구가 용인지구에 비해 높게 나타났으며 ( $p < 0.01$ ), 담수의 경우도 미처리하수지구에서 더 높은 값을 보였다 ( $p < 0.01$ ).  $\text{Cl}^{-}$  또한 관개수에서 미처리하수지구가 용인지구에 비해 더 높은 값으로 나타났다 ( $p < 0.05$ ). EC는 일반적으로  $\text{Na}^{+}$  및  $\text{Cl}^{-}$ 의 농도가 높으면 높은 값을 나타내는 것으로 보고되고 있으며 (Domeno et al., 2009), 본 연구에서 미처리하수지구 관개수가 높게 나타난 것은 비슷한 이유 때문으로 사료된다.

DO, BOD<sub>5</sub>, COD, 그리고 TOC는 관개수의 경우 미처리하수지구에서 용인지구에 비해 평균농도가 높게 나타났으나 통계적으로 유의한 차이는 없는 것으로 분석되었다. COD의 경우 미처리하수지구에서  $9.3 \text{ mg l}^{-1}$ 로 하천수의 농업용수 이용 기준 (환경정책기본법 시행령 제2조, 2012)인  $8.0 \text{ mg l}^{-1}$ 를 초과하는 것으로 나타났으나, Kim et al. (1988)이 제시한 농작물 한계기준인  $50.0 \text{ mg l}^{-1}$ 에는 미치지 않았다. 또한 BOD<sub>5</sub>의 농업용수 기준은  $8.0 \text{ mg l}^{-1}$ 로 두 지구의 관개수 및 담수 평균농도는 이를 초과하지 않았다.

SS, T-N, T-P, 그리고  $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 평균농도는 관개수의 경우 미처리하수지구에서 용인지구에 비해 높게 나타나고 통계적으로도 유의한 차이가 있는 것으로 나타났다 ( $p < 0.001$ ). 하지만, 논담수의 경우 미처리하수지구가 용인지구에 비해 SS,

Table 2 Water quality characteristics of irrigation and ponded water in the two monitoring sites from 2012 to 2013

Item	Irrigation water quality							Ponded water quality						
	YID <sup>a</sup> (n <sup>b</sup> =24)			UWD <sup>c</sup> (n=43)			$\rho$ value	YID (n=102)			UWD (n=70)			$\rho$ value
	Mean	Max.	Min.	Mean	Max.	Min.		Mean	Max.	Min.	Mean	Max.	Min.	
pH	7.4	8.1	7.0	7.4	8.2	6.4	0.638	7.2	8.3	4.7	7.4	8.8	6.1	0.037
EC (dS m <sup>-1</sup> )	0.18	0.34	0.08	0.33	2.11	0.11	0.002	0.26	1.84	0.04	0.27	0.91	0.10	0.705
DO (mg l <sup>-1</sup> )	8.8	14.7	6.5	19.1	473.8	5.8	0.105	8.1	14.9	3.5	7.9	14.7	3.1	0.766
TOC (mg l <sup>-1</sup> )	3.3	15.6	0.4	14.4	482.7	0.0	0.154	6.3	42.7	0.0	7.9	64.2	0.2	0.249
BOD <sub>5</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	1.0	2.4	0.2	2.6	53.7	0.1	0.899	2.6	9.5	0.1	2.6	17.0	0.0	0.492
COD (mg l <sup>-1</sup> )	2.8	8.0	1.0	9.3	108.2	0.9	0.067	87.7	1188.0	1.3	12.6	137.4	1.0	0.462
SS (mg l <sup>-1</sup> )	16.6	158.0	2.0	733.0	25,242.0	4.0	0.000	297.0	3,302.0	4.0	357.4	4,499.0	0.0	0.358
T-N (mg l <sup>-1</sup> )	1.1	2.4	ND <sup>d</sup>	14.0	266.1	0.3	0.000	2.3	57.4	ND	3.1	14.9	ND	0.321
T-P (mg l <sup>-1</sup> )	0.05	0.16	0.01	2.76	66.80	0.01	0.001	0.44	2.91	0.02	0.35	1.77	ND	0.221
NO <sub>3</sub> -N (mg l <sup>-1</sup> )	0.9	2.4	ND	6.9	123.6	0.3	0.000	1.6	37.1	ND	2.5	14.8	ND	0.117
NH <sub>4</sub> -N (mg l <sup>-1</sup> )	0.0	0.1	ND	6.8	141.9	ND	0.613	0.3	20.2	ND	0.2	8.2	ND	0.739
PO <sub>4</sub> -P (mg l <sup>-1</sup> )	0.05	0.47	ND	0.54	10.20	ND	0.109	0.06	0.36	ND	0.10	1.61	ND	0.135
Cl <sup>-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	25.9	203.1	3.4	29.4	183.6	6.0	0.053	24.9	336.1	0.1	30.3	325.1	2.2	0.686
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	563.4	3,539.5	1.9	448.0	4,258.6	0.2	0.405	1,123.4	37,295.6	0.9	356.4	5,795.0	2.2	0.313
Ca <sup>2+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	14.0	27.9	3.9	27.5	174.8	7.5	0.001	16.7	40.1	2.8	24.4	70.6	8.3	0.000
Mg <sup>2+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	3.7	8.8	1.7	7.4	51.2	2.0	0.008	5.3	18.3	1.1	7.2	21.6	1.5	0.005
Na <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	7.6	17.4	1.6	15.7	101.0	3.9	0.006	8.5	21.3	0.8	12.6	55.8	3.7	0.000
K <sup>+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	3.4	6.3	1.2	8.7	112.5	1.1	0.787	5.6	25.9	0.7	4.9	23.1	0.5	0.367
CN (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	- <sup>e</sup>	0.00	0.04	ND	0.00	0.02	ND	0.205
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	0.0	0.0	0.0	0.4	12.0	ND	0.486	0.6	36.0	0.0	0.0	0.0	ND	0.380
HCO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	81.6	189.1	42.7	95.7	262.3	36.6	0.330	86.3	268.4	18.3	106.9	225.7	30.5	0.000
Total coliform (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	1.05E+04	2.42E+05	0.00E+00	7.72E+05	3.07E+07	ND	0.035	1.45E+04	2.76E+05	ND	8.00E+03	1.86E+05	ND	0.335
Fecal coliform (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	5.04E+03	1.21E+05	ND	6.33E+02	1.87E+04	ND	0.771	3.85E+03	1.21E+05	ND	1.41E+01	5.48E+02	ND	0.123
<i>E. coli</i> (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	8.42E+00	2.00E+02	ND	1.07E+02	3.99E+03	ND	0.006	1.16E+01	4.10E+02	ND	8.80E+00	3.00E+02	ND	0.678
Al (mg l <sup>-1</sup> )	0.28	0.51	0.01	8.58	232.10	0.03	0.009	11.88	86.09	0.10	5.79	50.48	0.02	0.056
Cu (mg l <sup>-1</sup> )	0.01	0.06	ND	0.05	1.11	ND	0.818	0.03	0.07	0.01	0.02	0.07	ND	0.034
Ni (mg l <sup>-1</sup> )	0.00	0.02	ND	0.01	0.26	ND	0.382	0.01	0.07	ND	0.01	0.07	0.00	0.038
Zn (mg l <sup>-1</sup> )	0.02	0.05	ND	0.22	6.29	ND	0.226	0.05	0.39	ND	0.04	0.21	ND	0.369
As (mg l <sup>-1</sup> )	0.00	0.01	ND	0.01	0.20	ND	0.467	0.00	0.03	ND	0.01	0.13	ND	0.220
Cd (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.385
Cr <sup>6+</sup> (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.385
Co (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.385
Pb (mg l <sup>-1</sup> )	0.02	0.06	ND	0.03	0.44	ND	0.639	0.03	0.25	0.01	0.03	0.30	ND	0.615
Li (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.522	0.01	0.08	ND	0.00	0.04	ND	0.026
Mn (mg l <sup>-1</sup> )	0.16	1.22	0.02	0.28	4.98	ND	0.082	0.46	5.73	ND	0.22	1.36	0.01	0.058
Hg (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-
Se (mg l <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-

a indicates Yoingin control district

b indicates number of samples

c indicates untreated wastewater district

d indicates not detected

e indicates significance test cannot be calculated because the standard deviations of both groups are 0

T-N, NO<sub>3</sub>-N의 평균 농도는 높게 나타나나, 통계적으로는 유의한 차이가 없는 것으로 분석되었다 ( $p > 0.05$ ). 이는 해당 수질항목에 대해 용인지구의 경우 상대적으로 낮은 농도의 관개수 (SS: 16.6 mg l<sup>-1</sup>, T-N: 1.1 mg l<sup>-1</sup>, T-P: 0.05 mg l<sup>-1</sup>, NO<sub>3</sub>-N: 0.9 mg l<sup>-1</sup>)가 유입되거나 시비 및 썩레질 등의 외부영향에 의해 담수 농도가 올라갔으며 (SS: 297.0 mg l<sup>-1</sup>, T-N: 2.3 mg l<sup>-1</sup>, T-P: 0.44 mg l<sup>-1</sup>, NO<sub>3</sub>-N: 1.6 mg l<sup>-1</sup>), 미처리지구의 경우 상대적으로 고농도의 관개수 (SS: 733.0 mg l<sup>-1</sup>, T-N: 14.0 mg l<sup>-1</sup>, T-P: 2.76 mg l<sup>-1</sup>, NO<sub>3</sub>-N: 6.9 mg l<sup>-1</sup>)가 유입되었으나 논의 정화작용에 따라 담수 농도 (SS: 357.4 mg l<sup>-1</sup>, T-N: 3.1 mg l<sup>-1</sup>, T-P: 0.35 mg l<sup>-1</sup>, NO<sub>3</sub>-N: 2.5 mg l<sup>-1</sup>)가 낮아졌기 때문으로 사료된다. 선행 연구결과에 따르면, 우리나라 일부 논에서 질소는 52~66%, 인은 27~65%의 정화율을 보이는 것으로 보고되고 있다 (Cho and Choi, 2001; Yoon et al., 2006; Jang et al., 2012; Jang et al. 2013). 하지만, 상대적으로 깨끗한 관개수를 공급받는 지구에서는 영농활동의 영향에 의해 담수 농도가 관개수 농도에 비해 T-N의 경우 약 2배, T-P의 경우 약 2~4배 정도 높게 나타날 수 있는 것으로 보고되고 있다 (Song et al., 2013b).

총대장균 (Total Coliform, TC), 분원성대장균 (Fecal Coliform, FC), 그리고 *E. coli*에 대한 분석 결과, TC와 *E. coli*는 관개수의 경우 미처리하수지구와 용인지구간 유의한 차이를 보였으나 ( $p < 0.05$ ), 논담수의 경우는 차이가 없는 것으로 나타났다. FC는 관개수와 논담수에 대한 두 지구간 유의한 차이가 없는 것으로 나타났다. 관개수의 TC 평균농도는 미처리하수지구의 경우  $7.72 \times 10^5$  MPN 100 ml<sup>-1</sup>, 용인지구의 경우  $1.05 \times 10^4$  MPN 100 ml<sup>-1</sup>로 미처리하수지구에서 용인지구에 비해 크게 나타났으나, 두 지구 모두 하수재이용 권고기준인 200 MPN 100 ml<sup>-1</sup>을 크게 초과하는 것으로 분석되었다 (MOE, 2009). 하지만, 인간이나 동물의 배설물을 통해 유출되는 것으로 알려진 FC (Jung et al., 2004)는 미처리하수지구에서 관개수의 경우 633 MPN 100 ml<sup>-1</sup>, 논담수의 경우 14 MPN 100 ml<sup>-1</sup>으로 용인지구에 비해 낮게 나타났으며, WHO (1989)에서 제시한 기준인  $10^3 \sim 10^5$  100 ml<sup>-1</sup>를 만족하는 것으로 나타났다. 관개수와 논담수의 대장균 농도를 비교하면 미처리하수지구에서는 관개 후 담수에서 TC, FC, *E. coli*가 감소하는

것으로 나타났으나, 용인지구는 관개 후 담수에서 TC와 *E. coli*의 평균농도가 증가하는 것으로 나타났다. Jang et al. (2013)의 하수재이용지구와 관행 관개지구 대한 대장균 모니터링 비교 결과에 따르면 하수재이용지구에서는 관개수와 논담수의 TC, FC 평균농도는 유사하게 나타나나 관행 관개지구에서는 논담수가 관개수에 비해 증가하는 것으로 보고하고 있다. 따라서, 논은 고농도의 관개수 유입에 대해, 영양물질의 경우 정화작용을 통해 수질을 낮출 수 있으나, 대장균의 경우 다른 양상을 보일 수 있으며 작업시 위험 노출 등의 영향을 미칠 수 있을 것으로 사료된다.

중금속 성분 중 Cu, Al, Pb, Zn, 그리고 Mn은 미처리하수지구 관개수에서 각각 0.05 mg l<sup>-1</sup>, 8.58 mg l<sup>-1</sup>, 0.03 mg l<sup>-1</sup>, 0.22 mg l<sup>-1</sup>, 0.28 mg l<sup>-1</sup>으로 용인지구에 비해 높게 나타났으며 Al은 통계적으로 유의한 차이가 있는 것으로 분석되었다 ( $p < 0.01$ ). 이 중 Cu, Al, 그리고 Mn은 MOE (2009)에서 제안한 수질기준 (Cu  $\leq 0.2$  mg l<sup>-1</sup>, Al  $\leq 5$  mg l<sup>-1</sup>, Mn  $\leq 0.2$  mg l<sup>-1</sup>)을 초과하는 것으로 나타났다. 관개수 중 중금속 성분 농도가 높으면 작물에 해를 미칠 수 있으며, Cu는 벼 잎의 백화현상을 일으키거나 뿌리 성장을 억제할 수 있고, Al과 Mn은 작물 생산성을 저하시키거나 작물에 유독할 수 있다 (Asano et al., 2007; Jeong et al., 2013). 기타 중금속 항목인 Ni, CN, As, Cd, Cr<sup>6+</sup>, Co, Li, Hg, 그리고 Se 성분은 두 지구의 관개수 및 담수에서 검출되지 않거나 그 양이 미비한 것으로 나타났다.

나. 시기별 농도 분석

본 연구에서는 미처리하수지구 및 용인지구에서의 시기별 수질 특성을 분석하기 위하여 Fig. 2~4에서와 같이 월별 농도 변화를 도시하였다. Table 3과 Fig. 2~4의 점선은 국내외 문헌에 의해 제시된 수질기준을 나타낸 것이다 (FAO, 1977; WHO, 1989; MOE, 2009).

EC는 USDA (1953)에 의하면 0.75 ds m<sup>-1</sup>의 관개수는 대부분 작물재배에서 사용할 수 있는 것으로 보고되고 있으며, FAO (1977)에서는 평균농도가 0.70 ds m<sup>-1</sup> 이하면 작물의 생산에 큰 영향이 없는 것으로 제시하고 있다 (Kim et al., 2003). Fig. 2에서와 같이 영농초기인 5월과 6월에 미처리하수지구 관개수에서 EC의 월 평균농도가 0.48~0.70 ds m<sup>-1</sup>로 비교적

Table 3 Water quality warning standard from previous studies

Item	EC (ds m <sup>-1</sup> )	Fecal coliform (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	Total coliform (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	Cu (mg l <sup>-1</sup> )	Pb (mg l <sup>-1</sup> )	Zn (mg l <sup>-1</sup> )	Al (mg l <sup>-1</sup> )
Water quality warning standard	0.7	10 <sup>3</sup> ~10 <sup>5</sup>	200	0.2	0.1	2.0	5.0
References	FAO (1977)	WHO (1989)	MOE (2009)				

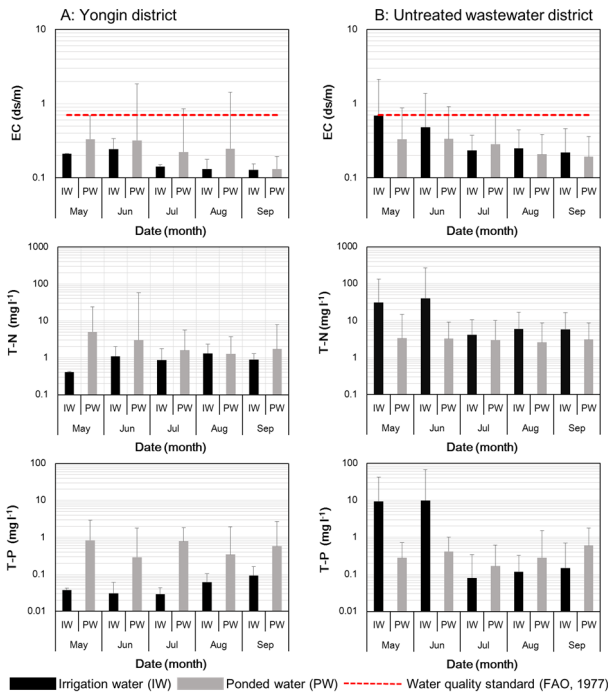


Fig. 2 Comparison of the monthly mean concentrations of EC, T-N, and T-P in the irrigation and ponded water for each district

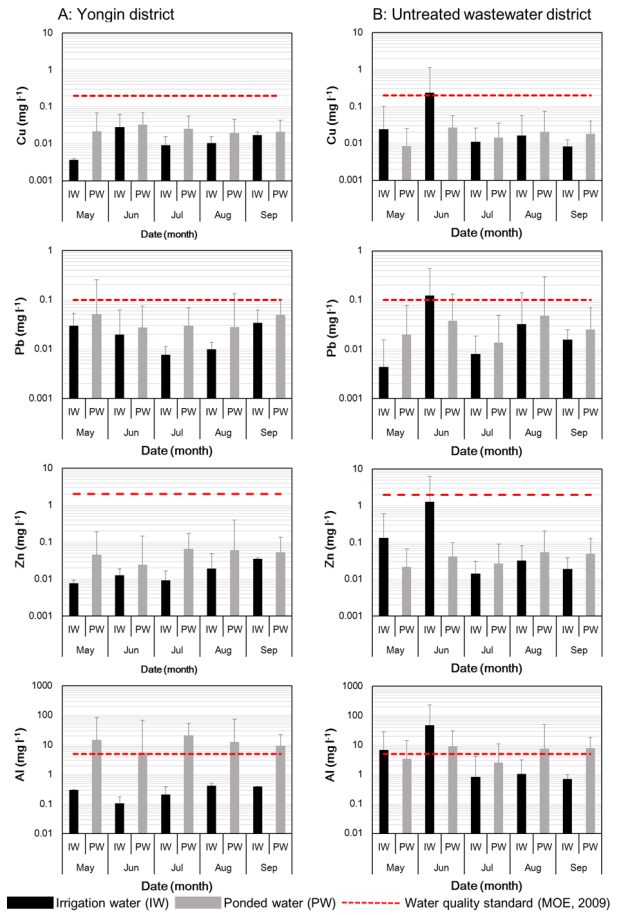


Fig. 4 Comparison of the monthly mean concentrations of Cu, Pb, Zn, and Al for each district

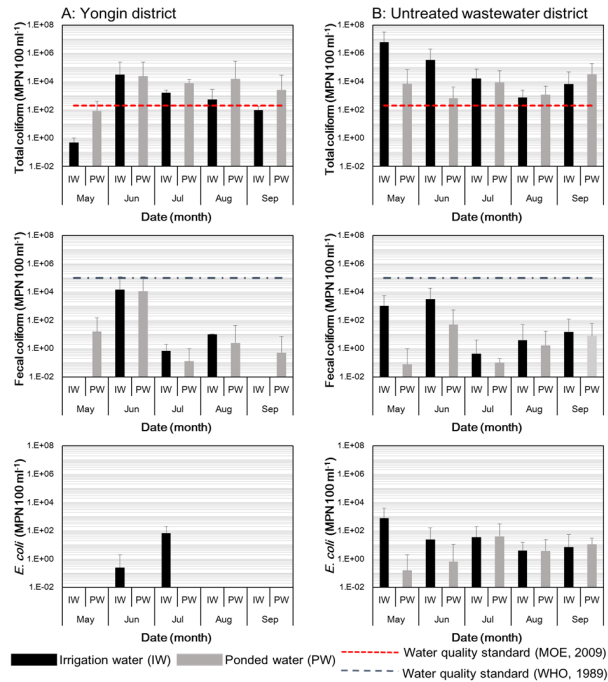


Fig. 3 Comparison of the monthly mean concentrations of total coliform (TC), fecal coliform (FC), and E. coli for each district

높게 나타났으나 FAO 기준은 만족하는 것으로 나타났다. 하지만, 5월의 일부기간에서는  $2.11 \text{ ds m}^{-1}$ 로 FAO 기준을 크게 초과하는 값이 나타나 영농초기에 주의가 필요할 것으로 사료된다.

관개수의 영양염류의 함량은 Fig. 2에서와 같이 미처리하수지구의 경우 5월에 T-N  $31.3 \text{ mg l}^{-1}$ , T-P  $9.31 \text{ mg l}^{-1}$ , 6월에 T-N  $39.8 \text{ mg l}^{-1}$ , T-P  $9.81 \text{ mg l}^{-1}$ 로 영농초기에 높게 나타났다. Lee et al. (2010)에 의하면 질소 과잉은 병해충 및 도복 발생 등으로 수량을 감소시킬 수 있으며 (Mills and Jones, 1979), 완전미율이 뚜렷하게 감소하고 쌀 단백질함량이 유의하게 증가하여 미질을 저하시킬 수 있다 (Kang et al., 1997). Jeong et al. (2014)의 연구 결과에 따르면 영양물질의 함량이 높은 하수처리수를 관개하는 경우, 지하수관개 및 표준시비량으로 시비하는 경우에 비해 시비량을 20~50% 줄여도 논벼의 수확량에 영향을 미치지 않는 것으로 보고되고 있다. Song et al. (2012)에 의하면 관개수 수질을 호소수 수질환경

기준인 4등급을 초과하는 수준으로 관개하는 경우 배출부하량은 관행대비 T-N 9~65%, T-P는 9~47% 증가할 수 있으나, 수계 전체의 배출부하량에 저감에 있어 효과적인 것으로 보고하고 있다. 따라서, 영양물질의 농도가 높은 관개수를 이용하는 경우 표준시비량 보다 적은 양의 시비를 하는 것은 수확량 확보뿐만 아니라, 논·밭의 정화효과에 따른 수질이 개선된 물이 수역으로 들어가 하천수질을 개선시킬 수 있을 것으로 사료된다 (Yoon et al., 2003; Jang et al., 2010; Seong et al., 2011).

논담수의 T-N 및 T-P 농도 변화는 미처리하수지구 및 용인지구에서 다른 양상으로 나타났다. 우리나라에서는 일반적으로 영양물질의 담수 농도는 씨레질에 의한 토양의 교란과 시비활동 등에 의해 영양물질의 농도가 영농초기에 높게 관측되고, 7~8월에는 강우에 의해 희석되어 농도가 낮아지는 것으로 보고되고 있다 (Yoon et al., 2003; Song et al., 2013b). 본 연구의 대비구인 용인지구에서는 이러한 일반적인 담수 농도 특성을 반영하여 T-N의 경우 6월에 최대 57.4 mg l<sup>-1</sup>까지 관측되었고 7월부터는 월 평균 1.2~1.8 mg l<sup>-1</sup>의 범위로 낮게 나타났다. 미처리하수지구의 월 평균 담수농도는 영농기 전체 걸쳐 비교적 고르게 나타났으며, T-N의 경우 2.6~3.4 mg l<sup>-1</sup>, T-P의 경우 0.16~0.60 mg l<sup>-1</sup>의 범위를 보였다. 이는 고농도의 영양물질이 함유된 관개수가 지속적으로 유입되었기 때문으로 사료된다.

Fig. 3은 미처리하수지구 및 용인지구에서의 TC, FC, 그리고 *E. coli* 수의 월별 변화를 관개수와 논담수로 구분하여 보여 주고 있다. 국내의 하수처리수 재이용 권고기준에서는 하수처리수를 농업용수로 이용 시 TC에 대하여 200 MPN 100 ml<sup>-1</sup> 이하로 제시하고 있으며 (MOE, 2009), 본 연구에서의 미처리하수지구의 관개수 및 논담수는 영농기 전체에 걸쳐 기준을 초과하는 것으로 나타났고, 대비구인 용인지구도 일부 기간에서 관개수 및 논담수의 TC 농도가 기준을 초과하는 것으로 나타났다. Jung et al. (2005)에 따르면 TC에 대한 기준인 200 MPN 100 ml<sup>-1</sup> 이하의 일반 자연계에서 쉽게 접할 수 있는 수치이며, 위해성 평가 등을 통한 역학조사가 부족한 상태에서 제안되었기 때문에 현실적인 기준이라기에 무리가 있다고 하였다. 본 연구의 미처리하수지구에서의 관개수 TC 농도는 영농초기에 10<sup>5</sup>~10<sup>8</sup> MPN 100 ml<sup>-1</sup>의 범위로 기준을 크게 벗어난 값을 보이고 있으며, Jang et al. (2013)에 의한 하수재이용 관개수 관측치 중 최댓값인 5.24×10<sup>6</sup> MPN 100 ml<sup>-1</sup>을 넘는 값이 나타나기도 하였다. 따라서, TC 기준에 대한 재평가가 필요함에도 불구하고 미처리하수지구의 5~6월 TC 농도는 상당히 높은 것으로 사료되며, 영농작업 시 각별한 주의가 필요하다. WHO (2006)에서는 생식작물의 관개용수

로는 생물학적 처리와 함께 소독처리를 필요로 하며, 대장균 잔류농도를 보다 철저히 통제하는 것이 필요하다고 제안하고 있으며, Rhee et al. (2009)은 영농초기 관개 이후 최소 24시간 경과 후 작업에 임하는 것이 위험성이 낮다고 제안하고 있다. FC 농도는 미처리하수지구 관개수에서 5~6월에 다른 기간에 비해 높게 나타났으나 WHO (1989)에서 제시한 기준인 10<sup>3</sup>~10<sup>5</sup> MPN 100 ml<sup>-1</sup>의 범위를 초과하지는 않았다. *E. coli* 농도 또한 미처리하수지구 관개수에서 영농초기에 높게 나타났으나, Jang et al. (2013)의 관행 관개수의 관측 범위인 0~4,100과 유사하게 나타나 일반적인 수준으로 사료된다.

중금속 성분인 Cu와 Pb는 미처리하수지구 관개수에서 6월에 우리나라 하수재이용 수질기준 (MOE, 2009)을 초과하는 것으로 나타났으며, Zn의 6월 평균농도는 수질기준 이하이나 일부 값은 기준을 넘어서는 것으로 나타났다. Al은 5월과 6월에 수질기준을 초과하는 것으로 나타났으며, 담수에서도 6월, 8월, 9월에 기준치 이상의 값을 나타내었다.

## 2. 토양 특성 분석

### 가. 평균함량 분석

Table 4는 용인지구와 미처리하수지구의 토양 화학특성 분석결과를 비교한 것이다. 분석결과, 모든 조사항목의 평균 값은 미처리하수지구가 용인지구에 비해 높게 나타났으나, pH, T-P, Cd, 그리고 총대장균수 항목은 두 지구간 유의한 차이가 나타나지 않았다 ( $p > 0.05$ ). TOC는 미처리하수지구가 3.7%로 용인지구의 3.2%보다 높게 나타났으나 ( $p < 0.05$ ), 두 지구는 전국 평균값인 2.6%와 RDA (2010)에서 제시한 적정범위인 2.5~3.0%를 초과하는 것으로 나타났다. CEC는 미처리하수지구와 용인지구에서 각각 15.7 cmol kg<sup>-1</sup>, 10.6 cmol kg<sup>-1</sup>으로 미처리하수구에서 더 높게 나타났다 ( $p < 0.001$ ). CEC는 작물의 토양 중금속 흡수와 관계가 있으며, CEC가 증가하면 작물의 중금속 흡수속도가 줄어드는 것으로 보고되고 있다 (Haghir, 1974; Gupta et al., 2008). 중금속 성분 중 Pb, Zn, 그리고 Cu는 미처리하수지구와 용인지구에서 각각 24.9 mg kg<sup>-1</sup>, 69.7 mg kg<sup>-1</sup>, 17.9 mg kg<sup>-1</sup>, 그리고 18.3 mg kg<sup>-1</sup>, 50.3 mg kg<sup>-1</sup>, 14.8 mg kg<sup>-1</sup>으로 미처리하수지구에서 더 높게 나타났으나 ( $p < 0.05$ ), 토양환경보전법의 토양환경오염우려기준을 초과하지는 않았다. Cd, Pb, Zn, 그리고 Cu 성분에 대한 관개수 농도와 토양함량을 비교하면, 미처리하수지구 관개수에서 영농초기에 비교적 높게 나타난 Pb, Zn, 그리고 Cu 성분은 토양함량의 경우에서도 전국 평균을 상회하여 나타났으며, 관개수에서 검출되지 않았던 Cd는 토양함량의 경우 미처리하수지구에서 전국평균보다 낮게 나타났다 (Fig. 4). 이를 통해, 미처리하수지구의 토양에서 높게 나타나

**Table 4** Chemical properties of the soil in the experimental paddy fields

Properties (Unit)	pH (1:5)	Total organic carbon (%)	CEC (cmol kg <sup>-1</sup> )	T-N (mg kg <sup>-1</sup> )	T-P (mg kg <sup>-1</sup> )	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )	Pb (mg kg <sup>-1</sup> )	Zn (mg kg <sup>-1</sup> )	Cu (mg kg <sup>-1</sup> )	Total Coliform (MPN 100 ml <sup>-1</sup> )	
YID <sup>a</sup>	Mean	5.9	3.2	10.6	1646.8	555.5	0.49	18.3	50.3	14.8	2,22E+05
	Max.	7.6	4.8	15.6	2453.0	838.7	1.23	31.9	90.1	20.3	6,15E+05
	Min.	4.7	1.6	6.7	708.0	287.8	0.14	13.4	27.2	10.1	1,28E+04
UWD <sup>b</sup>	Mean	5.9	3.7	15.7	1874.1	632.1	0.50	24.9	69.7	17.9	2,40E+05
	Max.	7.0	4.6	20.2	2158.0	1008.3	2.10	46.8	109.3	32.3	1,14E+06
	Min.	4.6	1.9	14.2	1423.0	403.7	0.13	13.7	48.7	12.2	5,21E+04
<i>p</i> value	0.590	0.048	0.002	0.017	0.324	0.222	0.007	0.000	0.034	0.685	
Average of Korea	5.9 <sup>c</sup>	2.6 <sup>c</sup>				0.87 <sup>d</sup>	22.9 <sup>d</sup>	67.4 <sup>d</sup>	17.7 <sup>d</sup>		
Soil contamination warning standards <sup>e</sup>						4.0	200.0	300.0	150.0		

a indicates Yoingin control district

b indicates untreated wastewater district

c was reported by Kang et al. (2012)

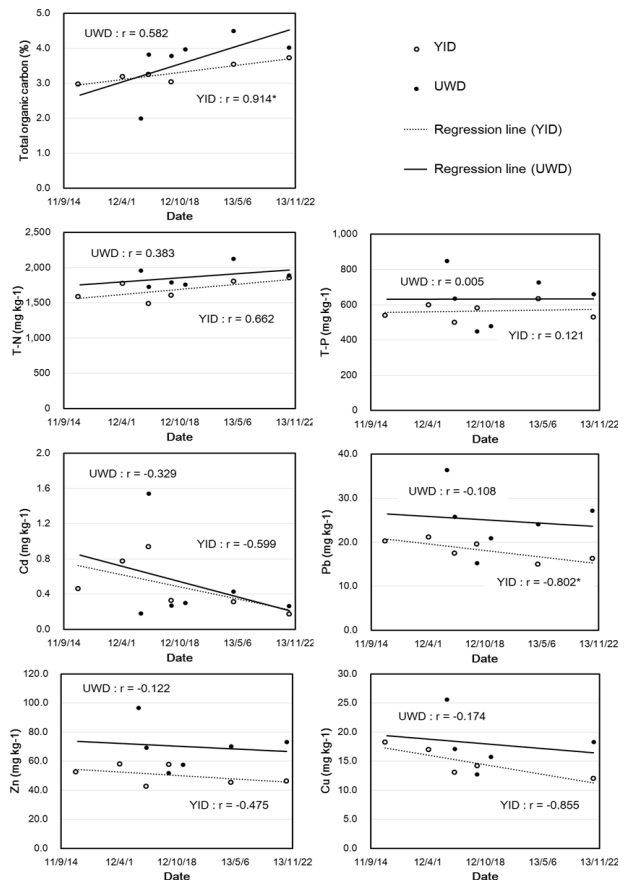
d was reported by MOE (2013b)

e has been implemented according to the Soil Environment Conservation Act in Korea

는 중금속 함량은 관개수 농도와 개연성이 있을 것으로 사료 된다(Jung and Thornton, 1997). 하지만, 관개수에서 검출되지 않거나 매우 낮은 함량을 보이는 중금속 성분이 토양의 지역적 특성에 따라 전국 논 오염도를 초과하는 경우도 보고되고 있어(Jeong et al., 2013), 장기간 모니터링을 통한 평가가 필요할 것이다.

**나. 시기별 함량 분석**

Fig. 5는 미처리하수지구 및 용인지구에서의 TOC, T-N, T-P, Cd, Pb, Zn, 그리고 Cu 항목에 대한 시기별 토양함량 변화를 보여주고 있으며, 실선 및 점선은 각각 미처리하수지구와 용인지구의 시기별 추세를 나타낸 것이다. 용인지구에서는 TOC의 경우 시간이 지남에 따라 점차 증가하는 것으로 나타났고( $r = 0.914, p < 0.05$ ), Pb의 경우 점차 감소하는 것으로 나타났고( $r = -0.802, p < 0.05$ ). 미처리하수지구에서는 모든 분석 항목에 대해 추세선상으로 특별한 경향이 나타나지 않았다. 하지만, 관개수에서 높은 농도로 나타났었던 Pb, Zn, 그리고 Cu 항목의 토양함량은 2012년 6월에 가장 높게 나타난 이후 9월까지 점차 감소하였으며, 2012년 11월에 다소 상승하는 경향이 나타났다. Jung and Thornton (1997)의 광산 부근 논에서의 Cd, Pb, Zn, 그리고 Cu 모니터링 결과에 의하면, 이양 후 30일의 관개수 농도가 이양 후 80일에 비해 높게 나타나며, 토양은 이양 후 30일과 150일의 함량이 80일의 함량에 비해 높게 나타나는 것으로 보고하고 있다. 더불어 Jung and Thornton (1977)은 이양 후 30일의 토양함량이 높게 나



**Fig. 5** Temporal changes of organic matter, nutrients, and heavy metals in the paddy soils, UWD and YID indicate the untreated wastewater district and the Yoingin district, respectively.



타난 원인은 이 시기의 관개수 농도가 유의하게 높게 나타난 것과 연관이 있을 것이라고 고찰하고 있으며, 본 연구에서도 영농초기의 상대적으로 높게 나타난 Pb, Zn, 그리고 Cu 관개수 농도가 같은 시기의 토양함량에 영향을 미쳤을 것으로 사료된다.

#### IV. 요약 및 결론

본 연구에서는 미처리하수가 유입되는 논에서의 수질 및 토양 특성을 평가하기 위하여, 미처리하수구역도를 구축 후 현장조사를 통해 화성시에 위치한 미처리하수지구 (UWD) 논 3개 포장을 시험포장으로 선정하였고, 대비구로 용인시에 위치한 용인지구 (YID) 논 5개 포장을 선정하였으며, 관개수 및 담수 수질, 토양 모니터링을 수행 후 수집된 자료를 통계적으로 비교하고 분석하였다.

본 연구 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 미처리하수지구와 용인지구의 37개 수질 항목에 대한 관개수 및 담수 분석 결과, 관개수의 경우 EC, SS, T-N, T-P, NO<sub>3</sub>-N, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup>, 총대장균수, *E. coli*, 그리고 Al의 항목에 대해 미처리하수지구가 용인지구에 비해 높게 나타났으며 통계적으로도 유의한 차이가 나타났다. 이중 담수에서는 SS, T-N, T-P, NO<sub>3</sub>-N, 총대장균수, 그리고 *E. coli* 항목에 대해 통계적으로 유의한 차이가 나타나지 않았다.
2. 관개수 및 담수의 시기별 수질 특성을 분석한 결과, 미처리하수지구 관개수의 EC, T-N, T-P, 총대장균수, 분변성대장균수, *E. coli*, Cu, Pb, Zn, 그리고 Al 농도는 영농초기인 5~6월에 비교적 높게 나타났으며, 이중 EC, 총대장균수, Cu, Zn, 그리고 Al은 일부기간에서 수질 기준치를 초과하기도 하였다.
3. 논토양의 화학특성을 비교·분석한 결과, pH, T-P, Cd, 그리고 총대장균수 항목은 두 지구간 유의한 차이가 나타나지 않았고, TOC, CEC, Pb, Zn, 그리고 Cu는 미처리하수지구에서 유의한 차이를 보이며 높게 나타났다. 이중 Pb, Zn, 그리고 Cu는 전국 평균을 상회하는 값을 보였으나, 토양환경 오염우려기준을 초과하지는 않았다.
4. 논토양의 시기별 함량 변화를 분석한 결과 미처리하수지구에서는 시간에 따른 경향이 나타나지 않았다. 다만, 2012년의 Pb, Zn, 그리고 Cu 항목은 6월에 가장 높게 나타나 이후 9월까지 점차 감소하였으며, 11월에 다시 상승하였다. 6월에 중금속 토양 함량이 가장 높게 나타나는 특징은 동일 항목에 대한 관개수 농도가 영농초기에 높게 나타난 것과 관련이 있을 것으로 사료된다.

본 연구에서 도출된 결과를 통해 미처리하수는 수질 및 토양 환경적인 악영향을 끼칠 가능성이 있을 것으로 사료되며 보건 위생, 환경성, 그리고 작물생육 등의 관점에서 관리가 필요할 것으로 판단된다. 나아가 미처리하수의 농경지 유입에 따른 체계적인 수질 및 토양 환경영향 평가를 위해서는 장기적인 모니터링을 통한 추가 연구가 필요할 것이다. 본 연구는 미처리하수의 농경지 유입에 따른 논에서의 수질 및 토양 기작을 이해하기 위한 기초자료를 제공할 수 있을 것이다.

#### 사 사

본 연구는 농림수산식품기술기획평가원의 “하수처리수의 농업용수 간접재이용시스템 개발 및 적용” 과제의 지원으로 수행되었습니다.

#### REFERENCES

1. Asano, T., F. L. Burton, H. L. Leverenz, R. Tsuchihashi, and G. Tchobanoglous, 2007. *Water Reuse: Issues, Technologies and Applications*. New York, USA: McGraw-Hill.
2. Chapman, P. D., and P. F. Pratt, 1961. *Methods of analysis for soils, plants and water*. University of California, CA, USA: Division of Agricultural Sciences.
3. Cho, J. Y., and J. K. Choi, 2001. Nitrogen and phosphorus losses from a broad paddy field in Central Korea. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32(15&16): 2395-2410.
4. Domeño, I., N. Irigoyen, and J. Muro, 2009. Evolution of organic matter and drainages in wood fibre and coconut fibre substrates. *Scientia Horticulturae* 122: 269-274.
5. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 1977. *Water quality for agriculture*, 174. FAO/UN29 Rev. 1. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
6. Gupta, S., S. Nayek, R. N. Saha, and S. Satpati, 2008. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil, and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory. *Environmental Geology* 55: 731-739.
7. Haghiri, F., 1974. Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature. *Journal of Environmental Quality* 3(2): 180-183.
8. Jang, T. I., M. P. Jung, E. J. Lee, S. W. Park, J. H. Lee, and H. S. Jeong, 2013. Assessing environmental impacts of reclaimed wastewater irrigation in paddy fields using bioindicator. *Irrigation Science* 31: 1225-1236.

9. Jang, T. I., H. K. Kim, C. H. Seong, E. J. Lee, and S. W. Park, 2012. Assessing nutrient losses of reclaimed wastewater irrigation in paddy fields for sustainable agriculture. *Agricultural Water Management* 104: 235-243.
10. Jang, T. I., S. B. Lee, C. H. Sung, H. P. Lee, and S. W. Park, 2010. Safe application of reclaimed water reuse for agriculture in Korea. *Paddy Water Environment* 8: 227-233.
11. Jeong, H. S., T. I. Jang, C. H. Seong, and S. W. Park, 2014. Assessing nitrogen fertilizer rates and split applications using the DSSAT model for rice irrigated with urban wastewater. *Agricultural Water Management* 141: 1-9.
12. Jeong, H. S., J. H. Park, S. C. Hyun, T. I. Jang, M. S. Kang, and S. W. Park, 2013. Effects of indirect wastewater reuse on water quality and soil environment in paddy fields. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 55(3): 91-104 (in Korean).
13. Jun, S. M., I. Song, H. S. Jeong, M. S. Kang, and S. W. Park, 2013. Statistics and probability distribution of total coliforms in wastewater. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 55(3): 105-111 (in Korean).
14. Jung, K. W., T. I. Jang, H. S. Jeong, and S. W. Park, 2014. Assessment of growth and yield components of rice irrigated with reclaimed wastewater. *Agricultural Water Management* 138: 17-25.
15. Jung, K. W., C. G. Yoon, J. H. Jeon, and J. H. Ham, 2004. Analysis of indicator microorganism concentration in the rice cultural plot after reclaimed water irrigation. *Korean Journal of Limnology* 37(1): 112-121 (in Korean).
16. Jung, K. W., C. G. Yoon, Y. J. An, J. H. Jang, and J. H. Jeon, 2005. Microbial risk assessment in treated wastewater irrigation on paddy rice plot. *Korean Journal of Limnology* 38(2): 225-236 (in Korean).
17. Jung, M. C., and I. Thornton, 1997. Environmental contamination and seasonal variation of metals in soils, plants and waters in the paddy fields around a Pb-Zn mine in Korea. *The Science of the Total Environment* 198: 105-121.
18. Kang, M. S., S. M. Kim, S. W. Park, J. J. Lee, and K. H. Yoo, 2007. Assessment of reclaimed wastewater irrigation impacts on water quality, soil, and rice cultivation in paddy fields. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 42: 439-445.
19. Kang, M. S., S. W. Park, S. M. Kim, and C. H. Seong, 2004. Rice cultivation with reclaimed wastewater irrigation for wastewater reuse. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 46(1): 75-86 (in Korean).
20. Kang, Y. S., J. H. Lee, J. I. Kim, and J. S. Lee, 1997. Influence of silicate application in rice grain quality. *Korean Journal of Crop Science* 42(6): 800-804 (in Korean).
21. Kang, S. S., A. S. Roh, S. C. Choi, Y. S. Kim, H. J. Kim, M. T. Choi, B. K. Ahn, H. W. Kim, H. K. Kim, J. H. Park, Y. H. Lee, S. H. Yang, J. S. Ryu, Y. S. Jang, M. S. Kim, Y. K. Sonn, C. H. Lee, S. G. Ha, D. B. Lee, and Y. H. Kim, 2012. Status and Changes in Chemical Properties of Paddy Soil in Korea. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 45(6): 968-972 (in Korean).
22. Kim, B. Y., 1988. Water pollution in Relation to Agriculture. *Korean Journal of Environmental Agriculture* 7(2): 153-169 (in Korean).
23. Kim, J. H., K. R. Cho, S. J. Lim, K. J. Lee, G. C. Kyung, M. J. Eum, H. K. Kim, C. Y. Kim, Y. H. Lee, S. C. Lee, and S. G. Yun, 2003. Characteristics of the groundwater quality for paddy fields in Korea. *Korean Journal of Environmental Agriculture* 22(4): 241-245 (in Korean).
24. Lee, C. K., J. H. Kim, M. K. Choi, K. S. Kwak, and J. C. Shin, 2010. Nitrogen application method for high quality and labor saving in rice production under amended standard N application level. *Korean Journal of Crop Science* 55(1): 70-75 (in Korean).
25. Mills, H. A., and J. B. Jones, 1979. Nutrient deficiencies and toxicities in plants: nitrogen. *Journal of Plant Nutrition* 1(2): 101-122.
26. Ministry of Environment (MOE), 2009. Wastewater reuse guidelines, 45-46. Gwacheon, Korea: Ministry of Environment (in Korean).
27. Ministry of Environment (MOE), 2013a. Statistics of sewerage, 3-72. Sejong, Korea (in Korean).
28. Ministry of Environment (MOE), 2013b. Soil measurement network and soil pollution investigation, 9-11. Sejong, Korea (in Korean).
29. Natural Resources Conservation Service (NRCS), 2003. National water quality handbook, 4/1-4/13. Washington, D. C., USA: Natural Resources Conservation Service.
30. Rhee, H. P., C. G. Yoon, K. W. Jung, and J. W. Son, 2009. Microbial risk assessment in reclaimed wastewater irrigation on a paddy field. *Journal of Korean Society on Water Quality* 25(1): 69-75 (in Korean).
31. Seong, C. H., S. J. Kim, S. M. Kim, and S. M. Kim, 2011. Analysis of wastewater reuse effect on field-scale water quality. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 53(4): 59-65 (in Korean).
32. Sharma, R. K., M. Agrawal, and F. Marshall, 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66(2): 258-266.
33. Song, J. H., M. S. Kang, I. H. Song, and J. R. Jang, 2012. Comparing farming methods in pollutant runoff loads from

- paddy fields using the CREAMS-PADDY Model. *Korean Journal of Environmental Agriculture* 31(4): 318-327 (in Korean).
34. Song, J. H., M. S. Kang, I. H. Song, S. H. Hwang, J. H. Park, and J. H. Ahn, 2013a. Surface drainage simulation model for irrigation districts composed of paddy and protected cultivation. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 55(3): 63-73 (in Korean).
  35. Song, J. H., M. S. Kang, I. H. Song, S. H. Hwang, J. H. Park, S. M. Jun, K. U. Kim, and J. R. Jang, 2013b. Analysis of nutrient load balance in the reservoir irrigated paddy block. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 55(6): 167-175 (in Korean).
  36. United States Department of Agriculture (USDA), 1953. Saline and alkaline soils, 160. USDA HB 60. Washington, D. C., USA: United States Department of Agriculture.
  37. World Health Organization (WHO), 1989. Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture, 39-40. World Health Organization Technical Report Series 778. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
  38. World Health Organization (WHO), 2006. Guidelines for the safe use of wastewaters, excreta and greywater. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
  39. Yoon, C. G., J. H. Ham, and J. H. Jeon, 2003. Mass balance analysis in Korean paddy rice culture. *Paddy Water Environment* 1: 99-106.
  40. Yoon, K. S., J. Y. Cho, J. K. Choi, and J. G. Son, 2006. Water management and N, P losses from paddy field in southern Korea. *Journal of the American Water Resources Association* 42(5): 1205-1206.