



제주지역 하수처리수의 농업용수 재이용 안전성 평가

Safety Evaluation of a Wastewater Reuse for the Farmland Irrigation in Jeju Island

손영권* · 이한필**† · 김해도*** · 최선화*** · 김정대***

Son, Yeong Kwon · Rhee, Han-Pil · Kim, Haedo · Choi, Sun Wha · Kim, Jeong Dae

Abstract

Safety of reclaimed wastewater irrigation needs to be evaluated to promote public health. Quantitative microbial and toxic risk assessment was conducted to identify the level of risk for farmland workers who use reclaimed wastewater and groundwater in Jeju island. Microbial risk through inhalation and ingestion exposure was below acceptable level (less than 10^{-3}) of 7.07×10^{-6} for reclaimed wastewater and 9.99×10^{-8} for groundwater irrigation worker. Aggregate exposure risk of Ni, As and Cu was most contributable to overall risk in both reclaimed wastewater and groundwater irrigation plot. High cumulative exposure risk was estimated through non-dietary soil ingestion and dermal contact of soil, due to the high concentration of As, Cu and Ni in farmland soil. Overall toxic risk was 2.68×10^{-4} for reclaimed water and 2.39×10^{-4} for groundwater irrigation, which could not meet acceptable toxic risk level of 10^{-6} . Further efforts, such as provide personal protective equipments or public health education, need to be implicated to reduce adverse health risk.

Keywords: Jeju island; wastewater reuse; farmland irrigation; safety evaluation; risk assessment

1. 서 론

제주도는 내륙지방보다 평균적으로 1.5배 많은 강우량을 가지는 다우지역임에도 불구하고, 토양 및 지형적 특성에 의해 143개 하천 중 6개의 하천을 제외한 하천이 건천의 형태를 이루고 있어 지표수개발이 제한적이다 (Jeju Special Self-Governing Province & K-water, 2003). 따라서 대부분의 수자원을 지하수에서 공급받고 있으며, 2005년말 제주도 지하수 개발량은 1,607 천 m^3 /일로서 지하수 적정 개발량 대비 90.9%에 이르고 있으나, 오염물질 유입 및 염분농도 증가 등으로 인해 지하수 개발은 한계에 다다른 것으로 보고되고 있다 (JDI, 2006). 또한 제주도의 재배작물이 과거 낮은 물수요를 가지는 유실수에서 많은 양의 관개용수가 필요한 채소작물로 점차 변화하고 있으며 (Choi et al., 2013), 신도시 및 관광지 개발 사업으로 수자원 수요가 지속적으로 증가하고 있다 (JDI, 2006). 따라서 전체 수자원 수요량 중 72%를 차지하고 있는 농업용수를 공급하기 위해서는 지하수를 대체가능한

수자원개발이 필요한 실정이다.

하수처리수의 농업용수 재이용은 연중 일정한 수량을 확보할 수 있으며, 다량의 영양물질을 함유하고 있어 (Park, 2007) 친환경 대체수자원으로 관심을 끌고 있다. 이에 하수처리수 재이용사업은 2006년을 시작으로 2008년도에 농업용수 공급을 목표로 제주 판포지구를 포함한 5개 지구를 선정하고 추진 중에 있다. 판포지구가 위치한 서부지역은 대표적인 소우지역으로, 30년 평균 강수량 (1971~2000)이 1095 mm로 다우지역인 북부 (1,457 mm), 남부 (1,851 mm) 그리고 동부 (1,841 mm) 지역에 비해 약 400~800 mm 낮은 값을 보이고 있으며 (KMA, 2011), 과거 보리, 감자 등에서 양배추, 브로콜리와 같은 고수익 채소작물로 재배작물이 변화하면서 9~11월경에 용수수요량이 급증하여 물부족 문제를 겪고 있다. 이에 따라 판포지구는 10년 빈도 한발시 관개용수 부족으로 몽리구역의 약 49%에 대해 추가적으로 관개용수를 공급해야 하는 것으로 나타나 하수재이용 사업에 높은 타당성을 보였다 (Seong et al., 2009).

하수재이용은 부족한 수자원을 확보하고, 새로운 대체수자원을 개발하는 비용을 절감하며, 지역 환경을 개선하는 등의 다양한 순기능이 있는 반면, 적절한 처리를 거치지 않은 하수처리장 방류수의 경우 높은 수준의 병원성 미생물, 중금속 및 염도를 나타낼 수 있으므로 안전성에 대한 지속적인 모니터링이 필요하다. 연구결과에 따르면 제주지역과 같이 발작물에 스프링클러 관개를 적용했을 경우, $10^3 \sim 10^4$ Fecal Coliform $100 mL^{-1}$ 의 농도로 관개하였을 때 5~14세 어린이의 장내질

* Department of Environmental and Occupational Health Science, Rutgers University

** ETWATERS Inc.

*** Rural Research Institute, Korea Rural Community Corporation

† Corresponding author

Tel.: +82-2-455-3931 Fax: +82-2-455-3931

E-mail: hprhee@etwaters.ac.kr

Received: April 1, 2015

Revised: May 21, 2015

Accepted: June 2, 2015

병 발생확률이 4~7배 높아졌다고 보고되고 있다 (Peasey et al., 2000). Mara et al. (2007)은 엽채류에 제한적으로 관개를 했을 경우 관개용수의 *E. coli* 농도가 10^6 *E. coli* 100 mL⁻¹ 이하로 유지되어야만 허용가능한 위험도를 보이는 것으로 나타났으며, 일반적인 스프링클러 관개를 적용하였을 경우 10^5 *E. coli* 100 mL⁻¹ 이하의 농도를 만족하였을 경우에만 장내 바이러스 감염확률이 허용가능한 수준을 보였다고 보고하였다. 또한 장기간 재이용수를 이용하여 관개한 지역의 토양과 농작물에서 지하수를 사용한 지역보다 높은 농도의 중금속이 측정되는 것으로 나타났나 (Lente et al., 2012).

하수처리수의 농업용수 재이용에 대한 안전성은 위해성 평가 (Risk assessment) 결과를 지표로 이용해 분석할 수 있다. 하수재이용의 미생물 위해성평가는 미국 (Asano et al., 1992; Tanaka et al., 1998), 이탈리아 (Forsslund et al., 2010), 호주 (Pettersson et al., 2001) 그리고 국내 (Jung et al., 2005; Yoon et al., 2006)에서 적용되었으며, 논 관개용수 재이용에 대한 미생물 및 중금속 위해성평가에 대한 연구 (Park, 2011; Rhee et al., 2011; Son et al., 2013)도 진행된 바 있다. 재이용수를 이용한 밭작물 관개 위해성평가에 대한 연구는 국외의 경우 활발히 진행 중이지만 (Hamilton et al., 2006; Lente et al., 2012; Mara et al., 2007; Peasey et al., 2000), 국내에서는 현장규모 시험포에서 보고된 결과 이외에는 연구가 부족한 실정이다 (Park, 2011). 따라서 밭작물에 대한 안전한 하수처리수 재이용시스템 적용을 위해 추가적인 연구가 필요할 것이다.

본 연구의 목표는 하수처리 재이용수를 이용하여 관개하는 밭 지역의 관개용수, 토양 및 작물의 중금속함량과 지표 병원성미생물을 분석하고 위해성을 산정하여 제주도 판포지구 하수재이용에 대한 안전성을 평가하는데 있다.

II. 재료 및 방법

1. 대상지구 및 조사방법

대상지역은 제주특별자치도 제주시 한경면 판포리 일대로 서부하수처리장 재이용시스템에서 처리된 하수처리 재이용수는 9.6 km의 송수관로에 연결되어 판포리 전역으로 공급되고 있다 (Fig. 1). 모니터링은 재이용수를 안정적으로 공급한 이후인 2014년 9월 16일과 10월 17일 2회에 걸쳐 시행하였으며, 시료는 오후 2~3시 사이에 채취하였다. 시료는 관개용수와 토양을 재이용수 관개 그리고 지하수 관개 지역에서 각각 5 지점을 선택하여 채취하였으며, 농작물은 양배추, 양파, 브로콜리를 동일 지역에서 채취하여 주었다. 지점별로 채취된 관

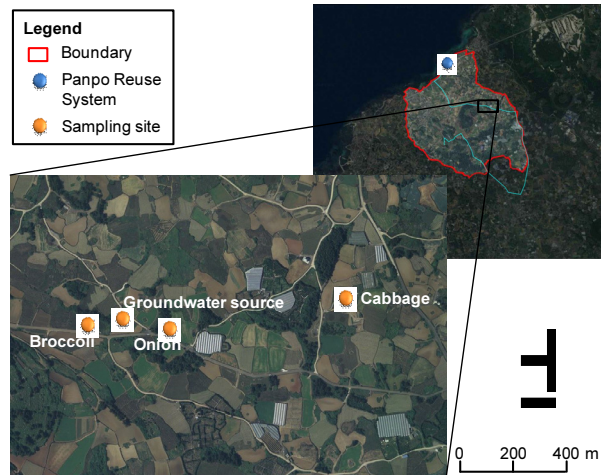


Fig. 1 Study area and sampling sites

개용수와 토양시료는 혼합하여 분석하여 주었으며, 모든 실험은 3반복으로 수행하였다.

병원성 미생물 지표는 관개용수 시료에서 총대장균군 (Total coliform, TC), 분원성 대장균군 (Fecal coliform, FC) 및 *E. coli* (*Escherichia coli*, EC) 항목에 대하여 수질오염공정시험기준에 따라 최적확수시험법 (Most Probable Number, MPN)을 이용하였으며, 확정시험까지 실시하였다. 접종은 각 시료 당 3단계로 희석하고 5 개의 시험관에 10, 1, 0.1, 0.01, 0.001 mL로 각 5개씩 5단계접종 후, 48 ± 3시간 배양하여 인접한 3단계의 15개 시험관을 취해 양성과 음성을 판정하였다. 중금속 농도 측정을 위해 채취된 관개수, 농작물 및 토양에서 비소 (As), 카드뮴 (Cd), 구리 (Cu), 니켈 (Ni), 납 (Pb), 안티몬 (Sb), 아연 (Zn)을 ICP-AES를 이용하여 측정하였으며, 관개수는 수질오염공정시험기준에서 고시하고 있는 질산염산 분해 방법을, 농작물과 토양은 혼합산분해법을 각각 적용하였다. 중금속의 측정한계는 비소, 카드뮴, 구리, 니켈, 납, 안티몬 그리고 아연이 각각 0.800, 0.060, 0.070, 0.200, 1.000, 1.000, 0.070 ppb로 측정되었으며, 검출한계보다 낮게 측정된 중금속의 경우 검출한계의 1/2을 위해성평가에 사용하였다. 2회의 모니터링에서 측정된 *E. coli*와 중금속농도는 평균하여 위해성 평가에 사용하였으며, 통계분석은 R ver. 3.2.0 (R Development Core Team, 2008)을 이용하여 두표본 t 검정을 실시하였다.

2. 위해성평가 방법

위해성평가는 위험성확인 (hazard identification), 독성평가 (Toxicity assessment, Dose-Response assessment), 노출평가 (Exposure assessment), 위해도결정 (Hazard characterization),

위해도 정보공유 (Risk communication) 그리고 위해도관리 (Risk management)로 이루어진다 (NRC, 1994). 본 논문에서는 위험성과 독성이 널리 알려진 중금속과 *E. Coli*에 대한 노출평가와 위해도결정 단계를 수행하였다. 중금속의 독성 위해성평가를 위한 노출매개 (Exposure media)는 관개용수, 토양 및 농작물로 한정하였으며, 대상지역에서 스프링클러가 주요한 관개수단으로 사용되기 때문에 관개수의 흡입노출 (Inhalation)을 노출경로 (Exposure pathway)에 포함하였다. 관개수 및 토양의 비식사섭취 (non-Dietary ingestion), 토양의 피부접촉 (Dermal contact) 및 농작물의 식사섭취 (Dietary ingestion) 또한 노출경로에 포함하여 노출량을 산정하였다. 미생물 위해성평가의 경우 장내질환을 목표로 하였기 때문에 관개수를 매개로 한 흡입노출 및 비식사섭취로 한정하였다.

가. 대기 중 관개수 에어로졸 농도 산정

흡입노출량을 산정하기 위해서는 대상지역 발에 스프링클러를 살수된 관개수 에어로졸의 농도를 산정해야 한다. 이를 위해 Teltsch et al. (1980)에 의해 개발된 정규연확산모형 (Gaussian plume dispersion model)을 사용하여 스프링클러로부터 일정거리 떨어진 작업자가 흡입할 수 있는 관개수의 농도를 산정하였다.

$$D = C \cdot \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z u} \cdot \exp\left[-\left(\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right)\right] \quad (1)$$

여기서, D 는 스프링클러 관개로 인한 작업자의 중금속 또는 미생물 노출 농도 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ 또는 MPN/m^3), C 는 관개수 내 중금속 또는 미생물 지표 농도 ($\mu\text{g}/\text{L}$ 또는 MPN/L), Q 는 스프링클러 살수량 (L/s), α_x, α_z 는 각 벡터에 대한 확산 효율 (m), u 는 평균풍속 (3.6 m/s), y 는 작업자와 스프링클러 사이의 거리 (m) 그리고 H 는 스프링클러의 높이 (m)이다. 본 논문에서는 모형의 적용을 위해 스프링클러의 살수량 (Q)은 1 L/s, 확산효율 α_x 와 α_z 는 각각 2.314 m와 1.172 m (Wang et al., 2013), 제주도의 평균풍속인 3.6 m/s (KMA, 2011), 작업자와의 거리 (y)와 스프링클러의 높이 (H)는 이전연구에서 스프링클러 작업자의 노출평가에서 제시된 10 m와 1 m로 각각 적용해 주었다 (Teltsch et al., 1980). 또한 보수적인 위해도 산정을 위하여 작업자가 스프링클러로부터 바람이 불어오는 방향에 위치한 것으로 가정하였다.

중금속과 달리 미생물 농도를 모의하는 경우 스프링클러로부터 작업자에 이르기까지 태양광, 바람 등으로 인한 미생물의 사멸율이 고려되어야 한다 (Teltsch et al., 1980). 작업자의 최종 미생물 노출농도 (D')는 살수효율 (E)과 미생물 사멸

율 (θ)에 의해 결정되며 그 식은 아래와 같다.

$$D' = D \times E \times \exp\left[\frac{-\theta \times y}{u}\right] \quad (2)$$

여기서, D' 는 작업자의 최종 미생물 노출농도 (MPN/L), E 는 살수효율, θ 는 미생물 사멸율 (s^{-1})이다. 살수효율의 경우 공급된 관개수가 높은 효율로 1~5 μm 사이의 에어로졸로 분산된다고 가정하여 1로 적용하여 주었으며, 이 경우 중력에 의한 에어로졸의 손실이 무시될 수 있기 때문에 모형의 적용성이 높아진다 (Hinds, 2012). *E. Coli*를 대상으로한 미생물 사멸율은 일조량이 약한 오전의 경우 $8.8 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$, 일조량이 상대적으로 높은 오후는 $6.6 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ 로 적용하였다 (Teltsch et al., 1980). 따라서 본 연구에서는 스프링클러를 오전과 오후에 균등하게 작동한다고 가정하였다.

나. 미생물 위해성평가

병원성 미생물을 섭취하였을 경우 질병이 발생할 수 있는 확률 (P)은 Beta-Poisson 모형을 이용해 감염가능성을 산정하였다.

$$P = \left[1 - \left(1 + \frac{d}{N_{50}}(2^{\frac{1}{a}} - 1)\right)^{-a}\right] \cdot P_{D,I} \quad (3)$$

여기서, P 는 병원성 미생물을 섭취하였을 경우 질병이 발병할 수 있는 위해도 이고, d 는 미생물의 농도 (MPN/100 mL), N_{50} 는 노출된 작업자 중 50%가 감염될 수 있는 농도이고, a 값은 N/N_{50} 과 발병율의 비율이다. 본 연구에서는 *E. coli*에 대해서 Haas et al. (1999)이 제시한 $N_{50} = 8.6 \times 10^7$ 과 $a = 0.1778$ 을 사용하였다. 발병가능성 (Probability of morbidity, $P_{D,I}$)은 미생물의 종류, 작업자의 건강상태 및 환경요인에 따라 달라질 수 있다. 하지만, 국내에서 재이용수를 관개하였을 경우 병원성 미생물에 의한 질병발생 여부에 대한 연구는 부족한 실정이므로, 중간값인 50% ($P_{D,I} = 0.5$)를 사용하였다.

다. 중금속 위해성평가

중금속의 만성노출에 의한 발암위해도 상한값 (upper-bound excess lifetime cancer risk)을 산정하기 위해 평생 일 평균 노출량 (Lifetime Average Daily Dose, LADD)과 위해도를 다음 식을 이용해 계산하였다.

$$LADD = \frac{C \times ET \times EF \times ED}{AT} \quad (4)$$

Table 1 Unit risks and slope factors for heavy metal species

Metal	Unit risk		Slop factor	
	Oral (($\mu\text{g/L}$) ⁻¹)	Inhalation (($\mu\text{g/m}^3$) ⁻¹)	Oral (mg/day)	Dermal (mg/day)
As	1.36E-02 ^a	6.67E-05 ^a	1.05E+02 ^a	4.27E+03 ^a
Cd	4.77E-03 ^b	2.00E-04 ^a	4.81E+01 ^c	1.49E+03 ^c
Cu	6.01E-03 ^b	2.94E-05 ^c	6.06E+01 ^c	1.88E+03 ^c
Ni	9.53E-03 ^b	8.00E-05 ^b	9.63E+00 ^c	2.99E+02 ^c
Pb	4.77E-05 ^b	2.33E-07 ^b	5.95E-01 ^a	1.49E+01 ^c
Sb	9.53E-04 ^c	4.67E-06 ^a	9.63E+00 ^c	2.99E+02 ^c
Zn	4.29E-02 ^a	2.10E-04 ^c	4.33E+02 ^c	1.35E+04 ^c

^aEPA, 2015; ^bDHHS, 2015; ^cCalculated based on reported value

여기서, LADD는 평생 일평균 노출량, C는 노출경로 별 중금속의 최종 노출량, ET는 노출시간 (hr/d), ED는 노출빈도 (d/yr), ED는 노출기간 (yr), AT는 평균시간 (hr)이다. 노출빈도는 남부지방에 위치한 제주도 특성상 겨울(12월-2월)에도 월동작물 농경이 행해지나, 주로 하우스 작물이 대부분을 차지하므로, 작업자가 작업에 임할 수 있는 기간은 8개월, 약 244일로 보수적으로 산정하여 지속적으로 노출된다고 가정하였고, 음식 섭취는 연중365일간 지속하는 것으로 가정하였다. 일 노출시간은 농작물 섭취의 경우 24시간, 작업시간은 8시간으로 가정하였고, 평균기간은 60년간 노출될 경우의 위험도를 산정하기 위해 525,600시간을 적용하였다.

관개수의 비식사섭취와 흡입노출의 경우 관개수와 에어로졸에 포함된 중금속 농도를 최종 노출량으로 적용하였으며, 스프링클러는 작업시간동안 지속적으로 운영하는 것으로 가정하였다. 농경지 토양의 비식사 섭취량은 작업특성을 고려하여 보고된 노출계수의 상한값인 100 mg/day로 적용하였다 (U.S. EPA, 2011). 농작물에 대한 식사섭취량은 한국 노출계수 핸드북 (Jang et al., 2007)을 바탕으로 양파 0.33 g/kg·day, 양배추 0.09 g/kg·day를 사용하였다. 브로콜리의 경우 한국인 평균 기타채소 음식에 대한 총섭취량으로 보고되고 있는 0.4 g/kg·day를 사용하여 보수적으로 평가하였다.

토양의 피부 접촉량 산정을 위해 성인남성의 손과 팔의 면적인 0.107 m²과 0.314 m²을 합산하여 노출면적을 산정하였으며, 단위면적 당 토양 노출량은 8시간 작업을 했을 경우 손과 팔에 각각 0.379 g/m²·8hr과 1.595 g/m²·8hr을 적용하였다. 피부에 접촉된 토양은 흡수계수 (dermal absorption fraction)를 통하여 유효 노출량 (effective dose)으로 환산하는 것이 보통이나, 보고된 흡수계수가 제한적이기 때문에 U.S. EPA의 권고에 따라 토양 투과계수 (soil-skin permeability coefficient)인 0.005를 사용하여 유효 노출량을 산정하였다 (U.S. EPA, 2004). 흡수계수 (As = 0.03, Cd = 0.001)와 점착계수 (soil to

skin adherence fraction = 0.07)를 사용한 경우보다 투과계수를 사용할 경우 노출량을 높게 산정하기 때문에 보수적으로 위험도를 산정하기에 적합할 것으로 판단된다 (U.S. EPA, 2004).

중금속에 대한 만성 위험도는 관개수의 비식사섭취와 흡입노출에 대해 산정된 평생 일평균 노출량에 각 중금속에 대한 단위위해도 (Unit risk, UR)를, 토양의 비식사섭취, 피부접촉 그리고 농작물의 식사섭취와 발암력 (Slop factor, SF)을 곱하여 산정하여 주었다. 단위 위험도는 IRIS (Integrated Risk Information System; U.S. EPA, 2015)와 ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry; U.S. DHHS, 2015)에서 조사된 자료를 사용하였으나, 분석된 모든 중금속에 대한 단위위해도는 보고되어 있지 않았기 때문에 ATSDR에서 보고된 급성 독성실험 결과를 만성노출 결과로 변환하여 주었다. 경구섭취 및 피부접촉에 대한 발암력은 평균 몸무게 70 Kg을 미리 곱해주어 단위를 변환해 주었으며, 보고되지 않은 값의 경우 단위위해도와 발암력이 모두 보고된 비소를 기준으로 단위위해도를 발암력으로 환산하여 주었다. 이때 내포되어 있는 불확실성을 적용하기 위해 10³의 불확실성계수 (급성-만성독성결과 변환에 따른 불확실성, 불완전한 자료에 대한 불확실성 그리고 개체군 특성 차이에 따른 불확실성)를 적용하여 산정해 주었다 (Table 1).

III. 결과 및 고찰

1. 시료 분석결과

가. 병원성 미생물 측정결과

관개수의 대장균군 측정 결과 재이용수의 총 대장균군, 분변성 대장균군 그리고 *E. coli*가 각각 447 MPN/100 ml, 224 MPN/100 ml 그리고 142 MPN/100 ml로 측정되었으며, 지

하수의 경우 세가지 대장균군이 모두 2 MPN/100 ml 이하로 측정되었다. Park (2011)은 병점 시험지구의 논을 대상으로 하수처리장 방류수, 재처리수 그리고 지하수의 평균 *E. coli* 농도를 측정한 결과 각각 504,533 MPN/100 ml, 493 MPN/100 ml 그리고 17 MPN/100 ml로 측정되었다. 수원 병점과 제주 판포 재이용시설 모두 하수처리장 방류수의 대장균을 효율적으로 제거하는 것으로 나타났으나, 하수처리수 재이용 수질권고 기준인 불검출에는 미치지 못하는 것으로 나타났다.

나. 중금속 측정결과

Table 2는 관개수, 농작물 그리고 토양에서 측정된 평균 중금속농도를 관개방식과 농작물의 종류에 따라 나타내었다. 토양의 중금속농도는 아연, 니켈, 비소, 납, 구리, 안티몬 그리고 카드뮴 순으로 높은 농도를 나타냈다. 비소, 구리, 니켈 그리고 안티몬 농도는 재이용수와 지하수 관개 지역에서 유사한 범위로 측정되었으며 ($p>0.1$), 카드뮴은 지하수관개 지역의 토양에서 약간 높은 농도를 ($p<0.1$), 납과 아연은 재이용수를 관개한 지역의 토양에서 매우 높게 측정되었다 ($p<0.05$). 관개수의 경우 재이용수와 지하수 모두 비소는 검출되지 않았으며, 카드뮴을 제외한 다른 중금속은 재이용수가 지하수보다 높은 것으로 측정되었다. 안티몬 ($p<0.05$)과 납 ($p<0.1$)의 경우에 재이용수가 지하수보다 유의한 수준으로 높은 농도를 보이는 것으로 나타났다. 구리의 경우 재이용수에서 1.00 µg/L 그리고 지하수에서 0.100 µg/L로 재이용수에서 10 배 높은 농도를 보였으나, 큰 편차 때문에 통계적으로 유의한 차이를 보이지는 않았다. 농작물에서 역시 비소는 검출한계보다 낮은 농도를 보였으며, 양파의 경우 구리와 안티몬 또한 검출한계보다 낮은 것으로 나타났다. 농작물의 중금속 함량은 브로콜리, 양파 그리고 양배추 순으로 나타났으며, 특히 니

켈과 아연의 함량에서 큰 차이를 보였다. 따라서, 농작물의 중금속 농도 차이는 토양의 중금속 농도와 생물농축계수 (bio-accumulation factor)의 영향이 큰 것으로 판단된다.

2. 위해성평가 결과

가. 미생물 위해성평가 결과

재이용수를 관개수로 사용한 작업자의 미생물 위해도는 7.069×10^{-6} 으로, 스프링클러 에어로졸의 흡입 및 관개수의 비식사섭취로 인한 위해도가 각각 2.549×10^{-10} 과 7.068×10^{-6} 으로 산정되었다. 지하수를 관개수로 사용한 경우 흡입노출로 인한 위해도는 3.603×10^{-12} 이었으며, 비식사섭취의 경우 9.991×10^{-8} 으로 산정되어 재이용수보다 지하수가 약 100 배 낮은 위해도를 나타냈다. 이 결과는 재이용수를 관개수로 사용할 경우 인구 백만명 당 약 7명의 감염자가 보고될 확률로 해석할 수 있으며, 이는 WHO (2011)가 먹는물을 위해 제안한 연평균 1000명당 1명의 감염확률 (10^{-3} per person per year)보다 낮은 수준이다. 하지만 본 연구가 진행된 9월과 10월은 여름철보다 상대적으로 낮은 온도로 인해 미생물 농도가 낮아지는 시기이므로, 대장균 농도가 높아지는 여름철에 관개가 이루어질 경우 보다 높은 농도의 대장균이 검출될 것으로 판단된다.

기존 연구결과에 따르면 재처리된 하수처리수를 스프링클러 관개에 이용할 경우 도시지역보다 대기를 통한 바이러스 감염 확률이 급격하게 높아졌으며, 이는 미생물 농도가 높아질 수 있는 여름철에 집중되어있다고 보고하였다 (Camann and Moore, 1988). Ayres (1992)는 스프링클러 관개를 지속할 경우, 미생물에 의한 질병 발병률이 높아지는 것으로 보고 되었으며, 이는 관개수 속에 포함된 기생충 또는 알이 농작물에 침강하여 작업자 또는 소비자가 섭취에 의해 감염될 수 있다고 보고되었다. 또한 하수처리수가 에어로졸로 대기 중에

Table 2 Average heavy metal concentration according to the different media, the irrigation types and the agricultural products (average ± standard deviation)

Metal	Soil (mg/Kg)		Water (µg/L)		Food (mg/Kg)		
	RW	GW	RW	GW	Cabbage	Onion	Broccoli
As	5.91 ± 1.85	7.70 ± 0.336	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cd	0.245 ± 0.023	0.296 ± 0.021	0.100 ± 0.090	0.200 ± 0.200	0.004 ± 0.005	0.066 ± 0.070	0.084 ± 0.004
Cu	4.73 ± 0.699	4.66 ± 0.469	1.00 ± 1.00	0.100 ± 3.00	0.004 ± 0.086	N.D.	0.156 ± 0.137
Ni	56.3 ± 9.60	46.4 ± 5.23	3.00 ± 2.00	1.00 ± 1.00	0.102 ± 0.143	1.17 ± 0.063	4.42 ± 0.004
Pb	8.18 ± 2.04	3.27 ± 0.342	13.0 ± 10.0	0.500 ± 0.200	0.127 ± 0.152	0.419 ± 0.133	0.178 ± 0.499
Sb	0.918 ± 0.031	1.20 ± 0.277	9.00 ± 2.00	4.00 ± 0.700	0.059 ± 0.003	ND	0.055 ± 0.003
Zn	44.4 ± 3.98	32.5 ± 2.63	1.00 ± 0.200	1.00 ± 0.200	0.288 ± 0.014	1.09 ± 0.062	3.02 ± 0.035

RW: Reclaimed wastewater; GW: Ground water; N.D. :Non Detectable

존재할 경우 그렇지 않은 지역의 대기보다 장내 미생물균의 농도가 100 배 이상 증가한다고 보고된 바 있다 (Blanchard and Syzdek, 1970). 따라서 여름철 재이용수를 이용한 스프링클러 관개가 작업자의 건강에 미치는 영향에 대한 추가적인 연구가 필요할 것이다.

나. 독성 위해성평가 결과

Table 3은 재이용수와 지하수 관개에 대한 중금속 위해도 산정결과이다. 산정된 위해도는 중금속 종류별 또는 노출경

로에 따른 위해도를 분석하기 위해 총노출(aggregate exposure) 과 누적노출(cumulative exposure)로 각각 나누어 비교분석 하였다. 재이용수를 사용한 작업자의 경우 니켈의 총노출에 따른 위해도가 1.19×10^{-4} 으로 전체 위해도의 44.4 %를 차지 하는 것으로 나타났으며, 비소, 구리, 안티몬, 카드뮴, 아연 그리고 납의 순으로 산정되었다 (Fig. 2). 지하수 관개구에서는 비소의 총노출 위해도가 1.14×10^{-4} 로 가장 높았으며, 니켈, 구리, 카드뮴, 안티몬, 아연 그리고 납의 순서로 높은 총노출 위해도를 보였다 (Fig. 2). Liu et al. (2011)은 재이용수로 관개

Table 3 Toxic risk values of heavy metal exposure to agricultural workers who used reclaimed wastewater and ground water irrigation

Type	Metal	Inh		Ing		Derm	Aggr
		Water	Food	Water	Soil	Soil	
RW	As	2.42E-09	4.59E-09	5.94E-06	3.93E-05	4.33E-05	8.86E-05
	Cd	2.12E-10	2.62E-07	4.46E-06	7.48E-07	6.29E-07	6.10E-06
	Cu	2.67E-09	5.15E-07	6.55E-06	1.82E-05	1.53E-05	4.05E-05
	Ni	1.27E-09	2.44E-06	5.35E-05	3.44E-05	2.89E-05	1.19E-04
	Pb	2.75E-10	1.20E-08	6.76E-07	3.09E-07	2.10E-07	1.21E-06
	Sb	3.81E-09	5.32E-08	9.36E-06	5.60E-07	4.71E-07	1.04E-05
	Zn	1.91E-11	8.08E-08	4.68E-08	1.22E-06	1.03E-06	2.37E-06
	Cum	1.07E-08	3.37E-06	8.05E-05	9.47E-05	8.98E-05	-
GW	As	2.42E-09	4.59E-09	5.94E-06	5.13E-05	5.65E-05	1.14E-04
	Cd	4.24E-10	2.62E-07	8.91E-06	9.03E-07	7.59E-07	1.08E-05
	Cu	2.67E-10	5.15E-07	6.55E-07	1.79E-05	1.51E-05	3.42E-05
	Ni	4.24E-10	2.44E-06	1.78E-05	2.83E-05	2.38E-05	7.24E-05
	Pb	1.06E-11	1.20E-08	2.60E-08	1.23E-07	8.39E-08	2.45E-07
	Sb	1.69E-09	5.32E-08	4.16E-06	7.34E-07	6.17E-07	5.56E-06
	Zn	1.91E-11	8.08E-08	4.68E-08	8.93E-07	7.51E-07	1.77E-06
	Cum	5.26E-09	3.37E-06	3.76E-05	1.00E-04	9.75E-05	-

RW: Reclaimed wastewater; GW: Ground water; Inh: Inhalation; Ing: Ingestion; Derm: Dermal; Aggr.: Aggregate exposure; Cum: Cumulative exposure

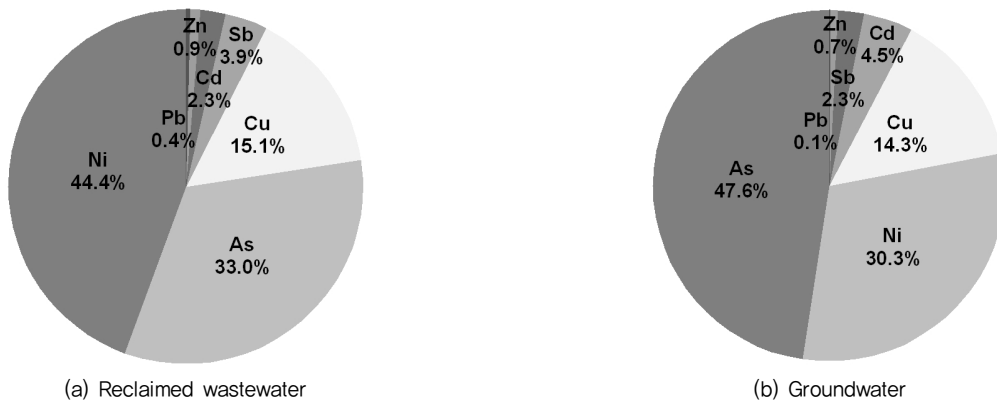


Fig. 2 Contribution of aggregate exposure to overall toxic risk value

한 논 토양과 농작물에 대한 독성 위해성 평가를 실시한 결과 크롬, 구리, 니켈, 납 그리고 카드뮴의 순서로 전체 위해도에 영향을 준 것으로 나타났다. 또한 장기간 재이용수로 관개한 밭에서 생산된 농작물을 섭취하였을 경우 납, 구리, 니켈 아연, 코발트, 카드뮴 그리고 크롬의 순서로 높은 위해도를 보이는 것으로 산정되었다(Lente et al., 2012). 본 연구결과를 포함한 위 연구결과에서 영농 작업자는 비소, 구리, 니켈, 크롬 등 일반적으로 토양에 많이 포함된 중금속의 영향을 크게 받는 것으로 나타났으며, 각 중금속에 대한 독성 위해도와 토양의 중금속 농도가 상관관계를 보이고 있었다. 따라서 영농 작업자의 독성 위해도는 대상지역 토양특성에 큰 영향을 받을 것으로 판단된다.

Fig. 3은 누적노출의 총노출에 대한 기여도를 나타낸 그래프이다. 재이용수와 지하수 관개구 모두 누적노출에 따른 위해도는 토양의 비식사섭취와 피부접촉, 그리고 관개수의 비식사섭취가 전체 위해도에 큰 영향을 준 것으로 나타났다. 하지만 지하수 관개구의 경우 관개수의 비식사섭취가 차지하는 비율이 16%로 재이용수를 이용하였을 때 (30%) 보다 약 50% 낮은 기여도를 보였다. 제주지역과 달리 수원 병점지역에서 재이용수로 관개한 논과 밭에서 산정한 중금속 위해도는 토양보다 농작물과 관개수의 영향이 더 큰 것으로 나타났다. Rhee et al. (2011)은 수원 병점에서 재이용수를 이용하여 관개한 논에 대한 중금속 위해성평가를 실시한 결과, 재이용수의 피부접촉이 1.1×10^{-5} , 관개수의 비식사섭취에서 1.2×10^{-7} , 그리고 토양의 비식사섭취가 2.1×10^{-8} 로 산정되었으며, 같은 지역에서 재이용수로 관개한 밭에 대해 위해성평가를 실시한 결과 관개수의 피부접촉, 농작물 섭취, 관개수의 비식사섭취 그리고 토양의 비식사섭취가 각각 1.64×10^{-5} , 5.07×10^{-7} , 1.79×10^{-8} 그리고 2.14×10^{-9} 로 산정되었다(Park, 2011). 이는 위해성평가에 사용된 농작물과 관개수의 중금속 농도가 본

연구에서 측정된 값보다 작게는 10배에서 크게는 약 700배 이상 높게 측정되었기 때문에 판단된다. 또한 노출 시나리오의 차이와 본 연구에서 측정되지 않은 크롬이 위해성 평가에 이용된 것의 영향이 있었을 것으로 생각된다.

전체 독성위해도는 재이용수 관개구에서 2.68×10^{-4} , 지하수 관개구에서 2.39×10^{-4} 로 두 지역 모두 일반적으로 위해도를 평가하는 기준인 인구 백만명 당 한명의 질병발병율(one in the million criteria)을 초과하는 수준인 것으로 산정되었다. 이전 연구결과에서는 재이용수와 지하수로 관개한 논외의 전체 독성위해도가 각각 1.1×10^{-4} 과 1.8×10^{-4} 로 산정되었으며(Rhee et al. 2011), 동일 지역의 밭에서는 각각 1.69×10^{-5} 과 1.04×10^{-4} 으로 지하수 관개구가 재이용수를 관개한 밭보다 높은 독성위해도를 나타냈다(Park, 2011). 본 연구결과와 이전 연구결과 모두 재이용수와 지하수 관개구에서 $10^{-5} \sim 10^{-4}$ 수준의 높은 위해도를 보였으며, 토양 및 관개수의 비식사섭취와 피부접촉에 의한 위해도가 높게 산정된 만큼 추가적인 보호대책을 통해 안전성을 향상시켜야 할 것이다.

마지막으로 본 연구의 한계점은 다음과 같다. (1) 영농 작업자의 노출량은 대상지역의 관개량과 강우량에 영향을 받을 수 있으나, 본 연구에서는 자료의 부족으로 고려되지 않았다. 따라서 향후 추가적인 연구를 통해 관개량과 노출량의 상관관계를 연구할 필요가 있을 것이다. (2) 측정 자료의 부족으로 스프링클러와 작업자에 대한 노출계수들을 다른 지역에서 연구된 값을 인용하였으므로, 향후 제주지역 영농 작업자의 작업환경에 대한 추가적인 조사가 필요할 것이다. (3) 식사섭취의 경우 대상지역 농경지에서 생산되는 농작물만 섭취하는 것으로 한정하였기 때문에, 작업자의 실제 식사습관과 음식에 포함된 중금속에 대한 추가적인 조사를 통해 보완이 필요할 것으로 판단된다. (4) 이전 연구결과에서 스프링클러 관개를 할 경우 농작물 표면의 미생물농도가 크게 증가하는 것으로 나타났으며



Fig. 3 Contribution of cumulative exposure to overall toxic risk value

로 (Hamilton et al, 2006) 이에대한 추가적인 조사가 필요할 것으로 판단된다. (5) 중금속의 독성은 화합물의 종류에 따라 그 위해도의 정도가 크게 달라질 수 있으나 본 연구에서는 중금속의 총량을 사용하여 위해도를 산정하였으므로, 산정된 위해도를 위해도관리에 적용할 때에 주의가 필요할 것으로 판단된다. (6) 피부 접촉에 대한 위해도는 보수적인 산정을 위해 보호장구의 착용을 무시하였으며, 가장 높은 토양 노출계수를 적용하여 산정된 결과이다. 또한 토양 및 관개수의 비식사 섭취의 경우 작업자의 실제 작업형태나 위생상태를 고려하지 않고 보수적으로 산정하였기 때문에 향후 직접노출량 측정을 통해 보다 정확한 위해성평가가 적용되어야 할 것이다.

IV. 요약 및 결론

본 연구는 제주지역 하수재이용의 안전성을 평가하기 위해 다양한 노출 경로와 노출 매개에 대한 위해성 평가를 수행하였다. 미생물과 중금속 위해성 평가 결과 재이용수 관개구는 각각 7.07×10^{-6} 과 2.68×10^{-4} 으로 산정되었으며, 지하수 관개구는 9.99×10^{-8} 과 2.39×10^{-4} 으로 나타났다. 미생물 위해도는 WHO의 먹는물 권고기준은 만족하는 것으로 나타났으나, 중금속 위해성평가 결과 재이용수 관개구와 지하수 관개구 모두 높은 위해도를 보였으며, 이는 대상지역 토양의 높은 비소, 니켈 그리고 구리 농도가 영향을 준 것으로 판단된다.

제주 판포지구의 하수처리수 재이용시스템이 다양한 공정을 통해 높은 효율로 병원성 미생물 및 기타 독성물질을 처리하고 있으나, 대상지역의 환경적 특성에 의해 높은 위해도를 보인 것으로 생각된다. 따라서 영농 작업자의 보호를 위해 높은 수준의 병원성 미생물 처리시설 또는 현재 운영중인 시설의 보완과 함께 대상지역의 환경에 맞는 대책이 필요할 것이다. 연구지역의 위해도는 대부분 토양의 비식사섭취 및 피부접촉 그리고 관개수의 비식사 섭취에 의한 것으로 나타났으므로, 보호장구의 착용 및 보건위생 교육의 제공 등을 통해 안전성을 향상시킬 수 있을 것으로 생각된다. 마지막으로 흡입 노출을 통한 위해도는 낮게 산정되었으나, 본 연구에서 적용한 작업 환경과 모형 결과는 실제 노출량과 검증이 되지 않은 한계가 있다. 따라서 실제 작업자에게 스프링클러 운영이 위해도에 미치는 영향에 대한 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 환경부 “글로벌합 환경기술개발사업”으로 지원 받은 과제임 (과제번호: GT-11-B-02-004-1)

REFERENCES

- Asano, T., L. Y. C. Leong, M. G. Rigby, and R. H. Sakaji, 1992. Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Science and Technology* 26(7-8): 1513-1524.
- Ayres, R. M., R. Stott, D. L. Lee, D. D. Mara, and S. A. Silva, 1992. Contamination of lettuces with nematode eggs by spray irrigation with treated and untreated wastewater. *Water Science and Technology* 26(7-8): 1615-1623.
- Blanchard, D. C., and L. Syzdek, 1970. Mechanism for the water-to-air Transfer and concentration of bacteria. *Science* 170:626-628.
- Camann, D. E. and B. E. Moore, 1987. *Viral infections based on clinical sampling at a spray irrigation site*. No. PB-88-107545/XAB, Southwest Research Inst., San Antonio, Texas.
- Choi, K. J., S. H. Song, J. S. Kim, C. W. Lim, 2013. Estimation of Regional Agricultural Water Demand over the Jeju Island. *Journal of Environmental Science International* 22(5): 639-649 (in Korean).
- Forslund, A., J. H. J. Ensink, A. Battilani, I. Kljujev, S. Gola, V. Raicevic, Z. Jovanovic, R. Stikic, L. Sandei, T. Fletcher, and A. Dalsgaard, 2010. Faecal contamination and hygiene aspect associated with the use of treated wastewater and canal water for irrigation of potatoes. *Agricultural Water Management* 98: 440-450.
- Haas, C. N., J. B. Rose and C. Gerba, 1999. *Quantitative microbial risk assessment*. Wiley, New York.
- Hamilton, A. J., F. Stagnitti, R. Premier, A. M. Boland, and F. Hale, 2006. Quantitative microbial risk assessment models for consumption of raw vegetables irrigated with reclaimed water. *Applied and Environmental Microbiology* 72(5): 3284-3290.
- Hinds, W. C., 2012. *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons.
- Jang, J. Y., S. N. Cho, S. Y. Kim, S. J. Kim, and H. G. Jung, 2007. Korean exposure factors handbook. Ministry of Environment (in Korean).
- JDI, 2006. Using plan and development of regional agricultural water in Jeju (in Korean).
- Jeju Special Self-Governing Province & K-water, 2003. Integrated survey of hydraulics, geology and groundwater resource in Jeju Island (in Korean)
- 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).
- KMA, 2011. Climatology normal in Korea (in Korean).
- Lente, I., B. Keraita, P. Drechsel, J. Ofori-Anim, and A. K.

- Brimah, 2012. Risk assessment of heavy-metal contamination on vegetables grown in long-term wastewater irrigated urban farming sites in Accra, Ghana. *Water Quality, Exposure and Health* 4(4): 179-186.
16. Liu, J., X. H. Zhang, H. Tran, D. Q. Wang, and Y. N. Zhu, 2011. Heavy metal contamination and risk assessment in water, paddy soil, and rice around an electroplating plant. *Environmental Science and Pollution Research* 18(9): 1623-1632.
 17. Mara, D., P. Sleight, U. Blumenthal, and R. Carr, 2007. Health risks in wastewater irrigation: comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. *Journal of water and health* 5(1): 39-50.
 18. NRC, 1994. *Science and Judgment in Risk Assessment*. Washington, DC: The National Academies Press.
 19. Park, S. W., 2007. Application of wastewater reuse system for agriculture. code#4-5-2. Seoul National University, Korea (in Korean).
 20. Park, S. W., 2011. Application of Integrated Technologies for Wastewater Reclamation and Reuse System for Agriculture. code#4-5-3. Seoul National University, Korea (in Korean).
 21. Peasey, A., U. Blumenthal, D. Mara, and G. Ruiz-Palacios, 2000. A review of policy and standards for wastewater reuse in agriculture: a Latin American perspective. Task No: 68 Part 2: 15-18.
 22. Petterson, S. R., N. Ashbolt, and A. Sharma, 2001. Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environment Research* 72: 667-672.
 23. R Development Core Team, 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
 24. Rhee, H. P., C. G. Yoon, Y. K. Son, and J. H. Jang, 2011. Quantitative risk assessment for reclaimed wastewater irrigation on paddy rice field in Korea. *Paddy and Water Environment* 9(2): 183-191.
 25. Seong, C. H., M. S. Kang, T. I. Jang, S. W. Park, K. Y. Lee, and H. D. Kim, 2009. Feasibility Study of Wastewater Reuse for the Vegetable Farming in Jejudo. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 51(1): 27-32 (in Korean).
 26. Son, Y. K., C. G. Yoon, H. P. Rhee, and S. J. Lee, 2013. A review on microbial and toxic risk analysis procedure for reclaimed wastewater irrigation on paddy rice field proposed for South Korea. *Paddy and Water Environment* 11(1-4): 543-550.
 27. Tanaka, H., T. Asano, E. D. Schroeder, and G. Tchobanoglous, 1998. Estimating the safety of wastewater reclamation and reuse using enteric virus monitoring data. *Water Environment Research* 70(1): 39-51.
 28. Teltch, B., H. I. Shuval, and J. Tadmor, 1980. Die-away kinetics of aerosolized bacteria from sprinkler application of wastewater. *Applied and Environmental Microbiology* 39(6): 1191-1197.
 29. U.S. DHHS, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). <http://www.atsdr.cdc.gov/>. Accessed 23 Mar. 2015.
 30. U.S. EPA, 2004. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) (Vol. 5)*. EPA/540/R/99. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment.
 31. U.S. EPA, 2011. *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition*. EPA/600/R-09/052F. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment.
 32. U.S. EPA, Integrated Risk Information System (IRIS). <http://www.epa.gov/iris/>. Accessed 23 Mar. 2015.
 33. Wang, C. C., Z. G. Niu, and Y. Zhang, 2013. Health risk assessment of inhalation exposure of irrigation workers and the public to trihalomethanes from reclaimed water in landscape irrigation in Tianjin, North China. *Journal of hazardous materials* 262: 179-188.
 34. WHO, (2011). *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization, Geneva.
 35. Yoon, C. G., J. Y. Han, K. W. Jung, and J. H. Jang, 2006. Quantitative Microbial Risk Assessment of Wastewater Reuse for Irrigation in Paddy field. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers* 48(2): 77-87 (in Korean).