

전주시 하천의 중금속과 음이온에 대한 수질현황 및 오염원

오창환^{1*} · 이지선¹ · 김강주² · 정성석³ · 황갑수² · 이영엽¹

¹전북대학교 자연과학대학 지구환경과학과, ²군산대학교 공과대학 환경공학과,

³전북대학교 자연과학대학 통계학과

The State and Sources of Contamination with Heavy Metals and Anion in Stream Within Chonju City

Chang Whan Oh^{1*}, Ji Sun Lee¹, Kangjoo Kim², Seong Suk Chung³, Gab Su Hwang² and Young Up Lee¹

¹Dept. of Earth and Environmental Sciences, College of Natural Sciences, Chonbuk National University, Chonju, 561-756, Korea

²Dept. of Environmental Engineering, College of Engineering, Kunsan National University, Kunsan 573-701, Korea

³Dept. of Statistics, College of Natural Sciences, Chonbuk National University, Chonju, 561-756, Korea

The Chonju and Samchun streams are passing though Chonju city and several contamination sources are located along these streams. The Samchun stream joins the Chonju stream in the Gosapyeong waste disposal site and the Chonju stream finally joins to the Mankyong River. The objectives of this study are to determine the state and sources of contamination for heavy metals and anions in the Chonju and Samchun streams and to evaluate the effect of these streams on the contamination of the Mankyong River. In order to select sampling locations, a stratified random sampling method was used. These streams was divided into several parts according to the expected contamination state, and samples were selected randomly from these parts. Generally, the water qualities of these streams were generally below the Drinking Water Level at the time of sampling in various heavy metals and anions. However, the levels of Al, Fe, NH₃-N, Cl⁻ in these streams could be higher during dry season due to continuous inputs from various contamination sources. This study identified several contamination sources for these streams: two waste disposal sites along these streams for Fe, Mn, Al, Zn and Cl⁻, the Chonju Waste Water Treatment Plant for Zn, Mn, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₂-N and NH₃-N, and the untreated sewages for Al, Zn, Mn, Cl⁻, SO₄²⁻, NH₃-N and PO₄³⁻. This study also revealed that the Chonju stream itself is an important contamination source for Fe, Mn, Cl⁻ and SO₄²⁻ in the Mankyong River.

Key words : the Chonju stream, the Samchun stream, heavy metal, anion, stratified random sampling method

전주시내에는 전주천과 삼천천이 흐르고 있으며 그 주변에는 여러 오염원이 분포하고 있다. 삼천천은 고사평 쓰레기 매립장에서 전주천과 합류하고 전주천은 최종적으로 만경강에 합류된다. 본 연구에서는 중금속과 음이온에 대한 전주천과 삼천천의 오염현황과 오염원 그리고 이들 하천이 만경강 수질에 미치는 영향을 연구하였다. 전주천과 삼천천에 대한 연구를 위한 시료채취지점을 선정하기 위하여 하천 구간을 오염정도가 다를 것으로 예상되는 여러 구간으로 나누고 각 구간에서 난수표를 이용하여 대표적인 시료를 채취하는 층화랜덤추출 방법을 이용하였다. 연구결과 시료 채취 당시 전주천과 삼천천은 중금속이나 음이온에 대해서 전반적으로 음용수 기준치 이상으로 오염되지는 않았다. 그러나 중금속과 음이온은 현재 하천으로 계속 공급되고 있으며 가뭄 동안에는 하천을 오염시킬 가능성이 있다. 본 연구에서 두 쓰레기 매립장은 Fe, Mn, Al, Zn, Cl⁻의 오염원인 것으로 나타났으며 전주하수처리장은 Zn, Mn, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₂-N, NH₃-N, 그리고 미처리된 하수는 Al, Zn, Mn, Cl⁻, SO₄²⁻, NH₃-N, PO₄³⁻의 오염원인 것으로 나타났다. 또한 전주천은 Fe, Mn, Cl⁻, SO₄²⁻성분에 대한 만경강 오염에 중요한 영향을 미치고 있다.

주요어 : 전주천, 삼천천, 중금속, 음이온, 층화랜덤추출방법

*Corresponding author: ocwhan@moak.chonbuk.ac.kr

1. 서 론

산업화와 도시화 과정 및 광업활동에 의한 하천의 중금속 오염으로 인해 많은 산업병들이 발생하였고 (Fujiki, 1972, Friberg *et al.*, 1979) 이러한 피해를 막기 위해 영국, 독일등 선진국에서는 중금속에 의한 하천 오염 연구가 오래 전부터 활발히 이루어져왔다 (Aston *et al.*, 1974, Jaff and Walters, 1975). 음이온의 경우 황산이온을 다량 포함하고 있는 하천에 의해 뇌졸중이 발생된다는 보고가 있었고 (Kobayashi, 1957), 질산이온 함량이 높은 음용수가 때로는 유아에게 청색증을 일으키며, 자유 암모니아의 경우 농도가 0.2 mg/L 이상일 경우 어류에 치명적일 수 있다는 보고가 있었다 (김덕찬과 유명진, 1991). 또한 농업활동 등에 의하여 하천으로 공급된 인으로 인해 많은 강, 저수지, 근해지역이 부영양화에 의한 적조 및 녹조 현상으로 큰 피해를 보고 있다.

이와 같이 중금속과 음이온에 의한 하천 오염은 우리 주변의 환경 및 우리 건강에 많은 문제를 야기시킨다. 따라서 하천의 중금속과 음이온에 대한 오염현황을 주기적으로 확인하고 오염되었을 경우 그 원인을 밝혀 제거하는 것이 꼭 필요하다.

우리 나라의 경우 산업화, 도시화, 농사활동 등에 의한 수질의 중금속과 음이온에 의한 오염 연구는 한강, 낙동강, 금강 유역 등에 대한 저토, 담수어, 토양의 중금속 연구와 병행되어 부수적으로 수행되었을 뿐 매우 부족하다 (김두희와 송형달, 1984, 이정재와 최정, 1986, 이종섭과 유일수, 1992, 어수미와 박성배, 1992, 박홍재 등, 1994). 전주천, 삼천천 그리고 만경강의 경우도 비료 및 농약이 포함된 농업활동에 의한 하수, 공장폐수와 생활하수 및 폐기물처분장의 침출수가 유입되고 있어 중금속 및 음이온의 오염이 우려되고 있다 (이종섭 등, 1989, 유일수와 김환홍, 1991, 유일수 등, 1991, 소진탁 등, 1991, 정의영 등, 1998). 특히 2002년 완공예정인 새만금 간척 사업이 진행됨에 따라 만경강 유역 및 전주천의 수질 오염이 중요한 과제로 대두되고 있지만 (농어촌진흥공사, 1997a, 농어촌진흥공사, 1997b, 농어촌진흥공사, 1998, 김성조, 1999) 이에 대한 연구 자료는 부족한 실정이다. 특히 중금속과 음이온에 대한 연구 (이종섭과 유일수, 1986, 소진탁 등, 1991, 방성자와 최신석, 1993)는 매우 제한되게 실시되었다. 따라서 전주천을 포함한 만경강 수계의 중금속과 음이온에 대한 좀 더 체계적이고 정확한 연구가 필요한 실정이다.

기존 국내 하천의 오염 상황을 연구한 논문에서는 대부분 시료채취 지점선정이 오염원의 분포상황과 크게 관련이 없으며 시료채취지점을 지도상에서만 보여 줄 뿐 선정방법을 전혀 제시하고 있지 않거나 (이종섭과 유일수, 1992, 박홍재 등, 1994), 본류의 경우 일정거리를 두고 시료를 채취하며 지류나 유입수와 합류하는 지점에서는 유입전후 지점을 임의로 결정하여 채취하는 방법 (배준용 등, 1995, 김형진 등, 1995) 등을 택하고 있다. 하지만 하천의 오염원은 매우 복잡적이기 때문에 오염원의 영향을 객관적으로 평가하기 위해서는 대표성이 있는 시료채취지점 선정방법이 매우 중요하다. 국외에서는 환경오염 상황을 정확히 조사하기 위한 시료채취 과정에서 자연의 비균질성을 극복하면서 대표적인 시료를 채취하기 위하여 통계적 방법이 적용된 사례가 많이 있다 (Gilbert, 1987). 또한 연구지역 내에서 구간별로 시료의 오염정도가 다를 경우에는 연구지역을 오염정도가 다를 것으로 예상되는 여러 구간으로 나누어 각 구간에서 시료를 채취하는 층화추출방식을 사용하고 있다 (Reckhow and Chapra, 1983).

본 연구에서는 기존연구를 기초로 전주시 하천을 오염 정도가 서로 다를 것으로 예상되는 구간으로 나누고 각 구간에서 시료채취 지점을 단수표를 이용하여 선정하는 층화랜덤추출을 이용하여 시료를 취하고 채취된 시료를 바탕으로 전주시 하천의 중금속과 음이온에 대한 수질현황과 오염원을 연구하였다. 그리고 본 연구결과를 기존연구와 종합하여 전주천이 만경강 오염에 미치는 영향을 평가하였다.

2. 연구지역 및 기존연구

본 연구 대상인 전주천과 삼천천은 만경강 수계에 해당되며 전주시를 관통한다. 만경강 수계는 전주, 완주, 익산, 군산, 김제 일대에 발달되어 있으며 전북 완주군 동상면 원등산에서 발원한 고산천이 하류로 가면서 소양천, 전주천, 익산천, 탐천등의 지류와 합류하여 만경강을 형성한 후 서해로 유입된다 (Fig. 1). 지형적으로는 고도가 낮은 평야 또는 구릉지대를 형성함으로써 지리적으로 국내 최대의 벼농사지역을 형성하고 있다. 만경강 수계를 흐르는 하천은 이러한 지형적 영향으로 인하여 강하게 사행하고 있으며, 대부분 구간에서 매우 느린 유속을 보이고 있다.

삼천천은 임실군 운암면과 완주군 구이면에서 시작되어 전주시 서부농경지를 남방에서 북방으로 흐르다가 고사평 지역에서 전주천과 합류되고 전주천은 다시

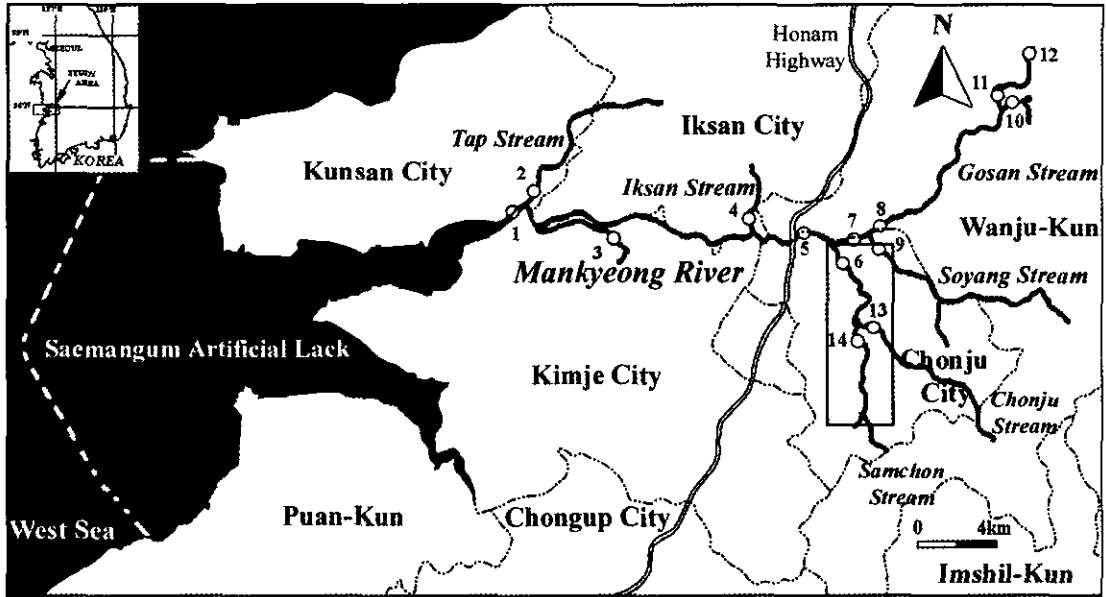


Fig. 1. Map showing Mankyong River watershed, sampling sites during survey of the Mankyong River (gray circles), and study area (boxed area).

삼례부근에서 만경강에 합류된다. 전주천은 시의 남동쪽 26 km지점의 관촌평야와 경계한 분수령에서 기원하여 전주시를 남동에서 북서방향으로 관통하고 있다. 전주천과 삼천천은 전주 도심을 지나는 하천인 관계로 축산단지를 지나는 익산천을 제외한 다른 만경강 지류들에 비하여 그 오염정도가 높은 편이다(손재권, 1999).

본 연구의 대상인 삼천천의 경우 전주시에서 발생하는 미처리된 생활하수가 유입되고 있으며 하천 주변에 대한방직, 마전리 산업 쓰레기 매립장 그리고 생활쓰레기 매립장인 고사평 쓰레기 매립장 등의 오염원이 분포하고 있다. 그리고 전주천의 경우, 상류는 전주시에서 발생하는 하수가 부분적으로 하천에 유입되고 있으며 중하류에는 고사평 쓰레기 매립장, 전주공단, 전주하수처리장 등이 분포하고 있다(Fig. 2).

본 연구진은 1995년도에서 1997년도까지 8차에 걸쳐 중금속과 음이온에 의한 전주시 하천의 오염을 연구하였다. 연구 결과 음용수 기준치를 기준으로 하여 전주천과 삼천천은 중금속에 의하여 크게 오염되어 있지 않으나 대한방직 유입수, 마전리 산업 쓰레기 매립장 주변 하천수, 고사평 쓰레기 매립장 주변 하천수, 전주공단 유입수가 상대적으로 높은 Fe, Mn 양을 함유하고 있어 이들이 전주시 하천의 중금속 오염원일 가능성이 확인되었다. Fe, Mn의 경우 가름시기에 그 함량이 증가하여 일부시료에서 음용수 기준치를 넘어

섰다(오창환 등, 1998). 그리고 전주시 하천이 음용수 기준으로 음이온에 대해 오염되어 있지는 않았지만 하수처리장으로부터 Cl^- 과 SO_4^{2-} 가 대량 방출된다. 또한 이들 음이온 성분이 전주공단, 고사평 쓰레기 매립장, 마전리 산업 쓰레기 매립장들로부터 전주시 하천으로 유입될 가능성이 있음을 확인하였다.

3. 연구방법

3.1. 시료채취

본 연구에서는 기존연구에 근거한 총화랜덤추출 방법을 이용하여 대표성 있는 20개 시료채취 지점을 선정하였고(Fig. 2, Table 1) 이들 지점으로부터 채취된 시료에 기초하여 전주천의 중금속과 음이온 오염에 대한 체계적이고 자세한 조사를 1999년 4월에 수행하였다. 자세한 시료채취 방법은 통계적 시료채취지점 선정방법에 소개하였다. 시료는 선정된 20개 채취 지점과 16번 지점보다 약간 상류부분에서 삼천천으로 흘러드는 하수 유입부(16-1번)에서 채취되었다. 또한 고사평 쓰레기 매립장 주변에서 흘러나오는 지하수의 영향을 알아보기 위해 고사평 주변에 1~1.5 m 정도 깊이의 공을 13개 뚫었다. 무거운 쇠못치로 내리치는 방법으로 공을 땅에 박고, 이물질로 인해 막히는 것을 방지하기 위해 끝을 망으로 둘러싼 튜브를 공간으로 집

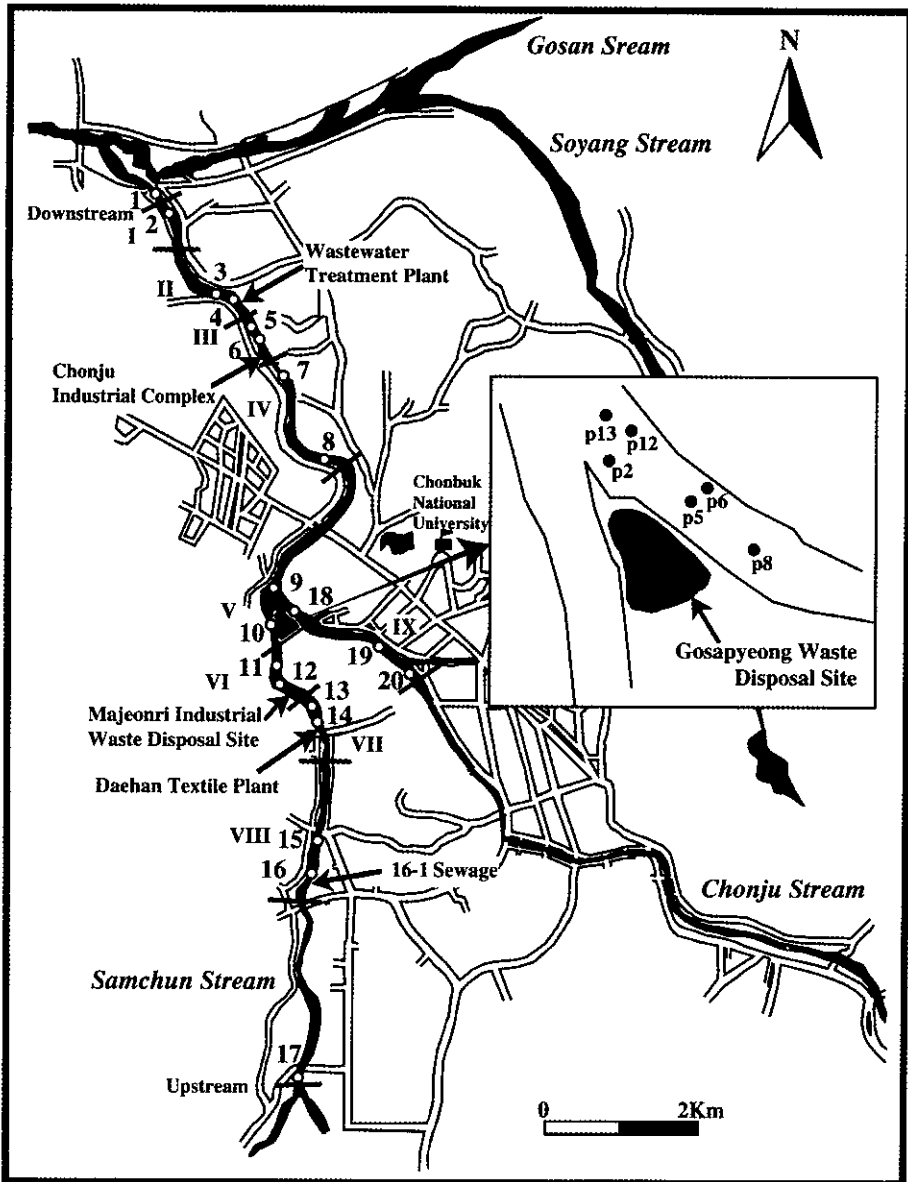


Fig. 2. Sampling site map of the study area. White and black circles represent, sampling sites of stream water and ground water, respectively. For a stratified random sampling, streams are divided into 9 strata (Roman Numbers). Bars indicate boundaries of strata. The arrows represent inflowing points of sewage, leachate and effluent water from contamination sources along the Samchun and Chonju streams.

어 넣은 후 공만을 뽑아내었다. 그리고 밖으로 노출된 튜브의 한쪽 끝을 peristaltic 펌프에 연결하여 지하수 시료를 채취하였다. 그러나 일부 공에서 튜브가 모래나 미세 입자들로 막혀 총 6개 공으로부터 음이온 6개, 양이온 4개의 지하수 시료만을 채취할 수 있었다(Fig. 2). 이외에 고사평 쓰레기 매립장 침출수 시료를 채취

하였다.

1999년 3월에는 만경강 유역에 대한 수질 조사가 수행되었으며 14개 지점에서 시료 채취를 실시하여(Fig. 1, Table 2) 주요 음이온과 중금속에 대한 분석을 실시하였다. 만경강 조사시기는 3월로서 전주천 조사시기인 4월과 큰 차이가 나지 않을 것으로 예상하여 만

Table 1. Explanation on strata and sampling sites in the study area.

Stratum	Site Number	Explanation on Sampling site
Downstream	1	The lowest Chonju stream before junction with the Mankyong River.
I	2	The lowest stratum in the Chonju stream.
II	3, 4	The stratum after inflowing of the effluent from the Chonju wastewater treatment plant.
III	5, 6	The stratum after inflowing of the effluent from the Chonju industrial complex.
IV	7, 8	The stratum before inflowing of the effluent from the Chonju industrial complex.
V	9, 10, 18	The surroundings of the Gosapyeong waste disposal site.
VI	11, 12	The surroundings of the Majeonri industrial waste disposal site.
VII	13, 14	The stratum after inflowing of the effluent from Daehan textile plant.
VIII	15, 16	The stratum before inflowing of the effluent from Daehan textile plant.
16-I	16-1	Sewage inflowing point.
IX	19, 20	The middle Chonju stream before the Gosapyeong waste disposal site
Upstream	17	The uppermost Samchun stream.

Table 2. Explanation on Sampling sites in the Mankyong river.

Sampling Number	Explanation on Sampling site
1	The estuary of the Mankyong River
2	The Tap stream
3	The tributary of the Mankyong River
4	The Iksan stream
5	The Mankyong river after jonction with Chonju stream
6	The lowest Chonju stream
7	The Mankyong river before jonction with Chonju stream
8	The Gosan stream (Sinchori)
9	The Soyang stream
10	The upper Gosan stream (Osan)
11	The upper Gosan stream (Namsan bridge)
12	The upper Gosan stream (Gyungchun reservoir)
13	The Chonju stream
14	The Samchun stream

경강 조사와 전주천 조사자료를 종합하여 전주시 하천 이 만경강 수질에 미치는 영향을 평가하였다.

3.2. 통계적 시료채취지점 선정방법

기존 연구와 전주시 하천 주변의 오염원을 고려할 때 전주천과 삼천천의 중금속과 음이온 오염은 구간별로 크게 차이가 날 것으로 예상된다. 구간별 수질오염의 차이가 크게 나는 경우, 층화랜덤추출법(Stratified Random Sampling)이 대표성 있는 표본을 채집하기 위한 가장 효율적인 통계적 방법이라고 할 수 있다. 층화추출법은 모집단을 여러 개의 부분집단인 층(stratum)으로 나누고 각 층으로부터 시료를 채취하는

방법으로, 층 내에서는 가능한 동질적이라도 층화될 때 추정값의 정밀도(precision)가 높아진다(Cochran, 1977, 박홍래, 1994). 본 연구에서는 연구대상 구간을 9개의 층 즉, 9개 구간으로 나누었는데 최상류와 최하류 지점은 따로 구분하였다(Fig. 2). 제 9구간은 삼천천과 합류하기 이전의 전주천을 대표할 수 있는 구간이고 제 8구간은 삼천천 상류부터 대한방직 유입수가 삼천천에 합류되기 이전까지의 구간이다. 제 7구간은 대한방직 유입수가 합류한 후부터 마전리 산업 쓰레기 매립장 주변 하천수가 삼천천에 합류되기 이전까지의 구간이며 제 6구간은 마전리 산업 쓰레기 매립장 주변 하천수와 합류한 후부터 고사평 쓰레기 매립장 이전까지의 구간이다. 제 5구간은 고사평 쓰레기 매립장 주변이고 제 4구간은 고사평 쓰레기 매립장 이후부터 공장지대 유입수 합류 이전까지의 구간이며 제 3구간은 공장지대 유입수와 합류한 후부터 전주하수처리장 방류수와 합류되기 전까지의 구간이다. 그리고 제 2구간은 전주하수처리장 방류수와 합류한 이후의 구간이고 제 1구간은 전주천 하류에 해당된다.

이와 같이 연구지역을 층화한 후에 하천의 중심을 지나는 가상선을 선정하고 이 가상선을 따라 각 구간의 거리를 측정하고 각 구간에서 난수표를 사용하여 시료를 채취할 두 지점을 랜덤 추출(random sampling)하였다. 각 지점에서는 하천 폭에 따른 수질의 변화를 감안하기 위하여 상류를 바라보고 하천 중앙과 좌측에서 시료를 채취하고 혼합하여 분석하였다. 각 구간에서는 두 지점에서 얻어진 자료를 통계 처리하여 각 구간의 대표값으로 결정하였다. 예외적으로 제 5구간에서는 고사평 쓰레기 매립장의 영향을 알아보기 위해 3개의 시료채취지점을 선정하였고 3개 지점의 평균치를 대표치

로 결정하였다. 유입되는 오염원이 없는 제 1구간에서는 구간내의 값이 거의 변화하지 않을 것으로 예상되어 1개의 시료로부터 대표 값을 구하였다. 그리고 연구지역의 최상류와 최하류 지점에서 각각 1개 시료를 채취하였다.

3.3. 분석방법

현장에서는 수온, pH, EC를 측정하였다. 용존 중금속 분석을 위한 시료는 0.45 μm 여과지로 여과한 후 무기물의 침전이 일어나지 않도록 진한 질산을 pH 2 이하가 되도록 처리하였으며 음이온 분석을 위한 시료는 여과 후 시료병에 공기방울이 생기지 않도록 냉장 보관 하였다.

본 연구에서는 용존된 중금속과 함께 용존되어 있지 않은 형태로 존재하는 중금속(총중금속)까지도 알아보기 위하여 동일한 시료에 대하여 공정시험법에 따른 전처리법(김종택, 1992)외에 EPA method 200.7 (1991)에서 제시된 총중금속 분석을 위한 전처리법을 실시하였다. 이 방법은 여과하지 않고 산처리한 시료 100 ml를 취하여 비이커에 담고 질산(1+1) 2 ml와 염산(1+1) 1 ml를 첨가한 후 85°C hot plate에서 20 ml가 될때까지 가열하다가 watch glass로 비이커를 덮고 30분간 환류 시킨다. 이 시료를 50 ml volumetric flask에 옮겨담고 증류수를 넣어 희석시킨 후 원심분리하여 상등액만을 취해 분석하였다. Al, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb는 유도결합플라즈마분석(SPECTRO FLAME MODULA)를 이용하여 분석하였고 Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} 와 NH_4^+ 는 이온크로마토그래프(DIONEX 500)를 이용하여 분석하였다.

4. 전주시 하천의 오염현황과 영향요소

4.1. 중금속

Table 3과 Fig. 3은 전주시 하천의 하천수와 지하수에 대한 중금속 분석 결과이다. EPA method 200.7 (1991)과 공정시험법 사용시 분석된 값들을 비교한 결과 총농도가 용존 농도에 비하여 수백배 크게 나타나는 경우와 용존 농도는 검출한계 이하로 나타났지만 총농도는 검출한계 이상으로 나타나는 경우도 있었다. 하천수의 경우 Cr, Cu, Cd, Pb는 용존 농도나 총농도 모두 낮았다(Table 3). Mn, Zn, Al, Fe 총농도의 경우 최상류 시료에 비해 최하류 시료에서 증가되는 경향이 뚜렷하다. 이에 반해 용존 농도의 경우 Al과 Fe는 최상류 시료에 비해 최하류 시료에서의

증가 경향이 미약하지만 Mn과 Zn의 경우는 뚜렷하다. Zn만이 하류로 갈수록 농도가 증가하는 경향을 뚜렷하게 보여주며 다른 성분들은 증가하거나 감소하는 현상을 보여주지는 않았다. 제 4구간과 제 6구간 사이에서 Al, Fe, Mn의 농도가 높게 나타났다(Fig. 3). 특히 Al은 제 4, 5구간에서 Fe는 제 4구간에서 용존농도가 음용수 기준치를 넘어서는 값을 보여주고 있었다.

삼천천과 합류하기 이전의 전주천 구간인 제 9구간의 Al, Fe, Zn 용존농도와 총농도 모두 마전리 산업 쓰레기 매립장 이전의 삼천천 구간(제 7구간)에 비해 모두 높게 나타났다. 제 9구간의 Mn은 제 7구간에 비하여 용존농도는 낮았지만 총농도는 높게 나타났다. 이는 고사평 및 마전리 쓰레기 매립장 이전 구간의 삼천천이 제 9구간의 전주천보다 Al, Mn, Fe, Zn의 항목에 덜 오염되어 있음을 지시하는 것이다.

Al과 Fe의 총농도는 제 7구간에 비하여 제 6구간에서 급격히 상승, 가장 높은 값을 보여주었으며 역시 전주천의 경우도 제 9구간에 비해 제 5구간에서 값이 급격히 상승하는 양상을 보여주었다. 이는 제 6구간과 제 5구간에 위치하고 있는 마전리 산업 쓰레기 매립장 및 고사평 쓰레기 매립장등이 이들 중금속의 주요오염원이 되고 있음을 지시하는 것으로 생각된다. Al과 Fe의 총농도는 다시 제 4구간에서 값이 크게 감소한 후 제 3구간에서 다시 증가하고 있었다. 제 4구간에서 감소하는 이유는 분명하지 않으나 제 5구간 시료 채취 지점 하류에 위치한 보의 영향으로 판단된다. 이곳에서 유기물이나 부유물질에 흡착된 중금속들이 침전함으로써 나타난 현상으로 보인다. 그리고 전주공단 방류수가 전주천에 유입된 이후(제 3구간) 다시 이들 중금속 농도가 증가함은 전주공단 유입수가 이들 중금속의 기원이 되고 있음을 지시하는 것으로 보인다. 이는 기존 연구에서 전주공단 유입수내에 이들 중금속이 높게 나타났던 결과와 일치한다(오창환 등, 1998). Al과 Fe의 용존농도 역시 제 5, 6구간에서 급격히 상승하며 두 쓰레기 매립장으로부터 이들 중금속이 유입됨을 보여주나 총농도와는 달리 제 4구간에서 가장 높은 수치를 보였다. 제 4구간 이후 Al과 Fe의 용존농도는 급격히 감소하는 것으로 나타났는데 이는 희석의 효과는 아닐 것으로 판단된다. 그 이유는 제 4구간과 제 5구간 사이에서 공단 방류수가 유입한 유입수이며, 방류수량 또한 하천 유량에 비해 상당히 적기 때문이다. 따라서 이는 두 구간 사이에서 하천의 화학적 환경이 변화할 가능성을 지시하며 이에 대한 자세한 연구가 필요하다.

Al, Fe와 마찬가지로 Mn은 총농도와 용존농도 모두

Table 3. Heavy metal levels in stream water (A), and Gospyeong Landfill leachate and groundwaters around the landfill (B).

SITE	(mg/L)																	
	Al		Cr		Mn		Fe		Cu		Zn		Cd		Pb			
	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total		
Downstream	0.027	0.940	0.0002	N.D	0.065	0.161	0.048	1.423	0.003	0.062	0.016	0.042	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
I	0.021	0.912	0.0003	N.D	0.066	0.152	0.042	1.297	0.005	N.D	0.018	0.045	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
II	0.022	1.047	N.D	N.D	0.060	0.150	0.036	1.446	N.D	N.D	0.012	0.032	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
III	0.027	1.265	N.D	N.D	0.058	0.153	0.026	1.790	N.D	N.D	N.D	0.019	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
IV	0.345	0.620	N.D	N.D	0.137	0.203	0.358	1.067	0.006	0.027	0.015	0.033	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
V	0.296	2.092	N.D	N.D	0.083	0.174	0.244	2.490	N.D	N.D	0.006	0.032	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
VI	0.149	3.138	N.D	N.D	0.106	0.252	0.126	3.983	N.D	N.D	N.D	0.024	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
IX	0.024	1.104	N.D	N.D	0.028	0.066	0.027	1.049	N.D	N.D	N.D	0.021	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
VII	0.019	0.450	N.D	0.083	0.042	0.052	0.017	0.580	N.D	N.D	N.D	0.007	N.D	0.002	N.D	0.009	N.D	
VIII	0.018	0.459	N.D	N.D	0.035	0.092	0.026	0.690	N.D	N.D	N.D	0.007	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
16-1	0.039	2.328	0.001	N.D	0.059	0.145	0.071	0.824	0.011	N.D	0.012	0.107	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
Upstream	0.019	0.428	N.D	N.D	0.010	0.047	0.015	0.542	0.002	N.D	0.002	0.004	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	

SITE	(mg/L)																	
	Al		Cr		Mn		Fe		Cu		Zn		Cd		Pb			
	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total		
p5	0.124	13.048	N.D	0.028	0.079	0.642	0.051	23.520	0.002	0.032	0.004	0.161	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
p8	0.014	13.780	N.D	0.045	0.536	0.607	5.750	15.828	0.003	0.262	0.004	0.382	N.D	N.D	N.D	0.470	0.470	
p12	0.037	4.928	N.D	0.042	0.691	1.576	3.488	19.152	0.001	0.222	0.002	0.507	N.D	N.D	N.D	0.494	0.494	
p13	0.058	29.904	0.001	0.049	0.619	2.004	1.344	50.088	0.003	0.068	0.001	0.356	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	
leachate	0.214	*	0.116	*	0.105	*	4.757	*	0.045	*	0.037	*	N.D	*	N.D	*	*	

N.D=Not Detected; *=Not analysed; Dis=Dissolved heavy metal; Total=Total heavy metal

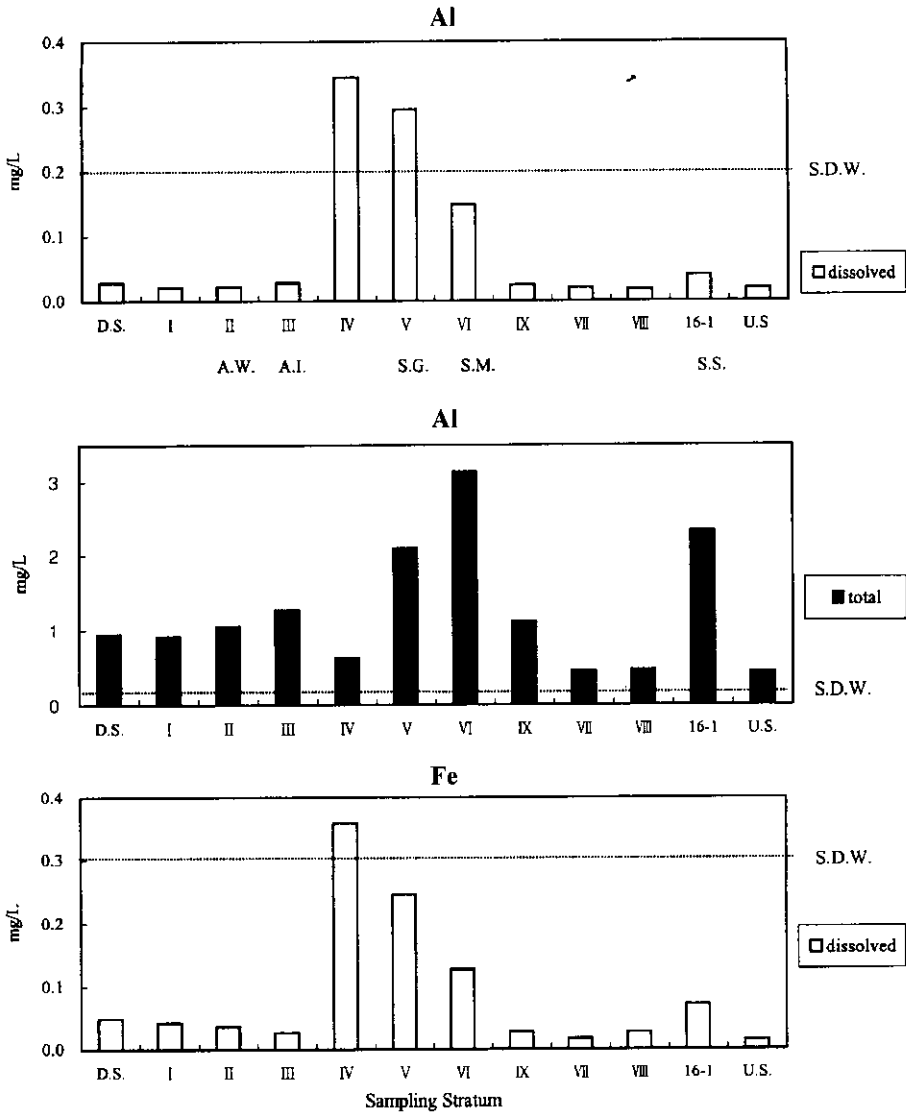


Fig. 3. Dissolved and Total amounts of Al, Fe, Nn, Zn in stream water. D.S.: Downstream; U.P.: Upstream; S.D.W.: Standard for drinking water, A.W.: After inflowing of the effluent from the Chonju Wastewater Treatment Plant, A.I.: After inflowing of the effluent from the Chonju industrial complex, S.G.: The surroundings of the Gosapyeong waste disposal site, S.M.: The surroundings of the Majeonri industrial waste disposal site, S.S.: Sewage inflowing to the Samchun stream

제 5, 6구간에서 급격히 증가하여 두 쓰레기 매립장이 Mn의 기원이 되고 있음을 시사하고 있다. 그러나 Al, Fe와는 달리 Mn의 총농도가 제 4구간에서 제 5구간보다 높게 나타났다. 그리고 Al, Fe의 경우에는 총농도와 용존농도의 차이가 큰데 반해 Mn의 경우는 그 차이가 적게 나타났다. 이는 Al과 Fe는 주로 용존된 상태가 아닌 부유광물질의 형태나 부유물에 흡착된 상태로 이동하는 반면 Mn은 총농도의 반 정도가 용존된 형태로

이동하고 있음을 지시한다. 따라서 Mn은 총농도에 있어 Al, Fe와는 달리 제 5구간의 보에 의한 침전에 영향을 작게 받음으로 인하여 제 4구간에서 총농도가 급격히 감소하는 현상이 관찰되지 않는 것으로 생각된다. Mn의 농도는 이후 제 5구간에서 좀 더 줄어든 후 하류쪽 갈수록 약간 증가하는 경향을 보여준다.

Zn도 총농도는 제 7, 9구간에 비해 제 6, 5구간에서 증가되어 두 쓰레기장의 영향을 반증하고 있다. 그러

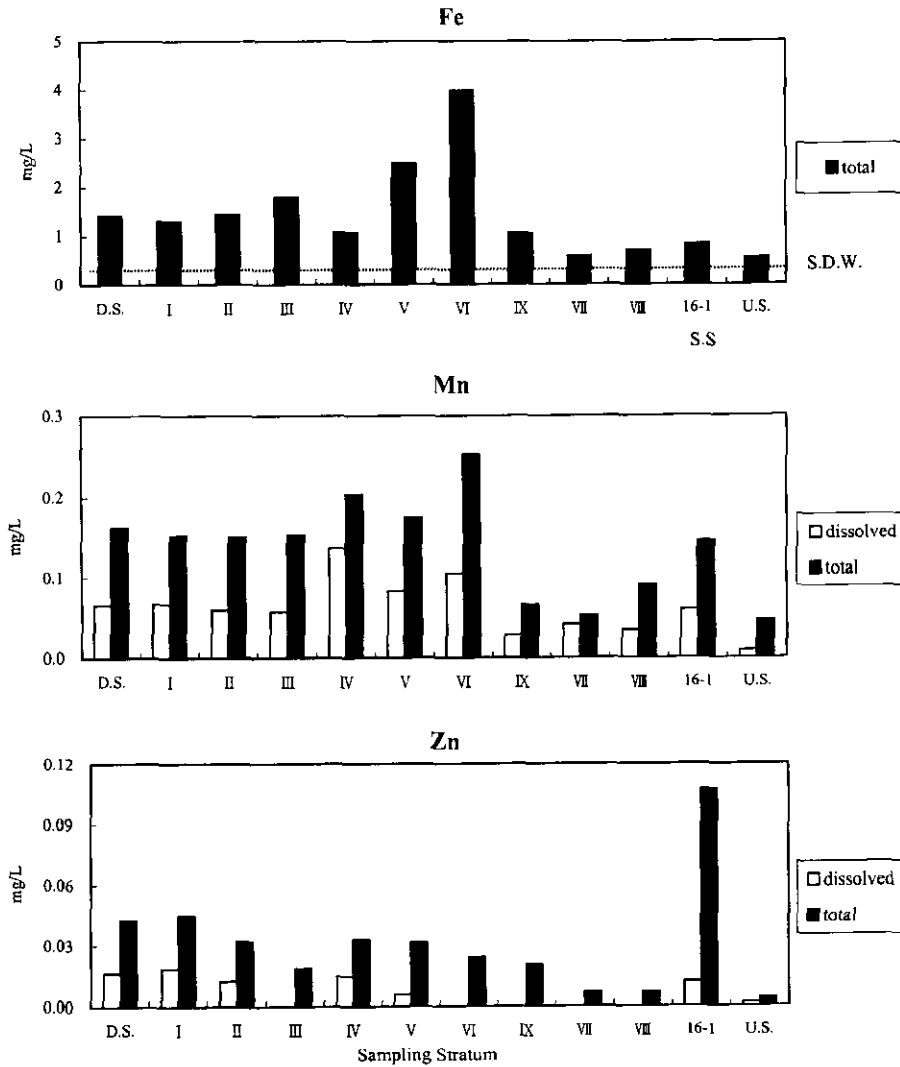


Fig. 3. Continued.

나 증가율이 Al, Fe, Mn에 비해서는 미약한 편이다. 제 5, 6구간에서 이같은 증가가 있는 후 제 3구간에서 약간 감소하지만 하류쪽으로 갈수록 전반적으로 증가하는 경향을 보여준다. 용존농도의 경우 여러 구간에서 분석한계 이하의 값을 보여주고 있으나 대체적으로 총농도와 비슷한 경향을 보여주었다.

고사평 쓰레기 매립장의 영향을 확인하기 위하여 고사평 쓰레기 매립장 침출수, 주변 지하수와 주변 하천수내의 Al, Fe, Mn, Zn양을 비교하여 보았다. 고사평 쓰레기 매립장 주변 지하수에서도 하천수에서와 같이 총농도가 용존농도에 비하여 수배에서 수백배 정도로 높게 나타났으며 지하수의 Al, Mn, Fe, Zn 총농도는

주변 하천수에 비하여 각각 최고 약 14배, 11배, 20배, 16배가량 높은 값을 보였다(Table 3). Mn과 Fe의 지하수내 용존농도는 음용수 기준치를 각각 최고 약 2배, 19배씩 초과하고 있었다. 고사평 쓰레기 매립장의 침출수는 더욱 높은 Al, Zn의 용존농도를 보여 주고 있었다. 이는 쓰레기 매립장들로부터 발생하는 침출수가 지하수를 통하여 하천으로 유입됨으로서 Al, Fe, Mn, Zn을 인근하천에 공급하는 것임을 확인해 준다. 침출수의 하천 유입으로 인하여 1996년 대규모 가뭄시에는 제 5, 6구간의 Fe, Mn농도가 특히 높았던 것으로 추측된다(오창환 등, 1998).

삼천천으로 흘러드는 처리되지 않은 하수는 Al, Mn,

Fe, Zn의 농도가 주변 하천내의 양에 비해 상당히 높게 나타났다. 특히 Zn는 주변 하천에 비해 수 십배가 높았다. 전주하수처리장 상·하류지점인 제 3구간과 제 2구간을 비교하면 Al은 용존농도와 총농도가 제 2구간에서 감소되고 Fe는 제 2구간에서 용존농도가 약간 증가하지만 총농도에 있어서는 하류지점에서 감소하는 것으로 나타났다. Mn은 용존농도와 총농도 모두 제 3구간에 비해 제 2구간에서 약간 증가하고 Zn는 제 2구간에서 뚜렷하게 증가하는 것으로 나타났다. 또한 전주하수처리장으로부터 유입되는 유량이 상류로부터 유입되는 유량보다 약간 많다는 연구결과(김강주 등, 2000)를 고려할 때, 전주하수처리장이 Al과 Fe에 대해서는 혼합에 의한 정화효과를 보여주고 있으나 Mn과 Zn에 대하여는 오염원이 되고 있음을 지시한다.

4.2. 음이온

Table 4와 Fig. 4는 전주시 하천 조사시 하천수와 지하수의 음이온 분석 결과이다. Cl⁻과 SO₄²⁻양은 전주하수처리장 상류에서는 16-1번 하수 이외에는 큰 차

이가 없으며 하류방향으로 미약한 증가 경향이 나타난다(Fig. 4). 하지만 하수처리장 하류인 제 2구간에서부터 급격히 증가되어 전주하수처리장 방류수가 Cl⁻과 SO₄²⁻의 주된 기원이 됨을 지시한다. 본 연구에서는 시료 채취시 상류를 보고 오른쪽과 가운데서 채수한 반면 하수처리장 방류수는 왼쪽에서 유입되고 있었다. 그 결과 채취된 시료 중 방류수와 하천수가 완전히 혼합되지 않은 방류수에서 가장 가까운 제 2구간 시료는 방류수의 영향이 적게 나타내며 보다 혼합이 잘 이루어진 최하류로 갈수록 이들 방류수의 영향이 확실하게 나타나면서 하류의 시료에서 음이온 양이 점차 증가하는 현상을 나타내었다. 삼천천으로 직접 유입되는 16-1번 하수도 인근 하천수에 비하여 훨씬 높은 Cl⁻과 SO₄²⁻농도를 보여주었다. 따라서 전주시 하천의 Cl⁻과 SO₄²⁻오염은 주로 미처리된 하수와 전주하수처리장 방류수에 의한 것임을 의미한다. 16-1번 하수 유입구 하류의 하천수에서 상류 하천수에 비해 이들 음이온 양의 뚜렷한 증가현상을 보여주지 않는 이유는 당 지점에서의 하수 유입량이 하천유량에 비해 매우 작았기 때문이다.

마전리 산업 쓰레기 매립장과 고사평 쓰레기 매립장 주변 구간인 제 5, 6구간과 그 하류인 제 4구간의 하천수가 이들 매립장과 만나기 이전의 전주천과 삼천천의 수질을 나타내는 제 9구간과 제 7구간의 하천수에 비해 약간 높은 Cl⁻과 SO₄²⁻ 농도를 보여주고 있었다(Table 4, Fig. 4). 고사평 쓰레기 매립장 침출수(4735.8 mg/L)와 인근 지하수(18.41~75.32 mg/L)가 모두 하천수(11.98 mg/L)에 비하여 매우 높은 Cl⁻ 농도를 보여주고 있는 것으로 보아 고사평 매립장의 침출수가 하천수에 적지 않게 유입되고 있음을 지시한다.

NO₃-N은 최고값을 보여주는 제 5구간과 고사평 쓰레기 매립장보다 상류인 전주천 구간(제 9구간)을 제외하고는 최상류 지점에서 최하류 지점으로 점차적으로 증가하는 경향을 보여주며 하수에는 인근 하천수보다 매우 작은 양이 포함되어 있었다(Table 4, Fig. 4). 마전리 산업 쓰레기 매립장 주변인 제 6구간 하천수내의 NO₃-N양은 상류인 제 7구간에 비하여 높은 수치였지만 전주천 제 9구간에 비해서는 낮은 수치였다. 고사평 쓰레기 매립장 주변인 제 5구간 하천수의 NO₃-N양은 제 6구간 보다는 높고 제 9구간과는 유사한 값을 보였다. 그리고 고사평 쓰레기 매립장 침출수에서의 NO₃-N양은 검출한계 이하의 값을 보였으며 고사평 쓰레기 매립장 주변 지하수 6개 공 중 4개에서도 매립장 주변 하천수 보다 낮은 양의 NO₃-N이 분석되

Table 4. The amounts of anion in stream water (A) and groundwater (B).

(A)	(mg/L)					
SITE	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₃ -N
Downstream	46.77	0.71	2.76	N.D	92.27	2.25
I	41.40	0.59	2.63	N.D	70.50	1.14
II	28.65	0.97	2.56	N.D	47.81	1.62
III	10.41	0.14	2.40	N.D	14.1	N.D
IV	21.91	0.36	2.20	N.D	16.96	N.D
V	11.98	0.17	2.90	N.D	15.02	0.31
IX	9.00	N.D	2.87	N.D	12.83	0.47
VI	16.71	N.D	2.00	N.D	15.11	N.D
VII	9.70	N.D	1.80	N.D	12.35	N.D
VIII	10.01	N.D	1.86	N.D	11.80	N.D
16-1	58.11	N.D	0.05	4.26	24.74	22.36
Upstream	7.67	N.D	1.85	N.D	12.09	N.D

(B)	(mg/L)					
SITE	Cl ⁻	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	NH ₃ -N
p2	75.32	N.D	0.08	N.D	2.43	N.D
p5	31.40	N.D	0.15	2.7	1.68	7.96
p6	18.41	0.74	2.02	N.D	18.26	2.56
p8	28.92	N.D	0.05	0.1	0.68	N.D
p12	35.70	N.D	0.20	N.D	0.94	N.D
p13	36.80	N.D	0.12	0.66	0.95	N.D
leachate	4735.80	N.D	N.D	1.05	3.79	2385.04

N.D=Not Detected

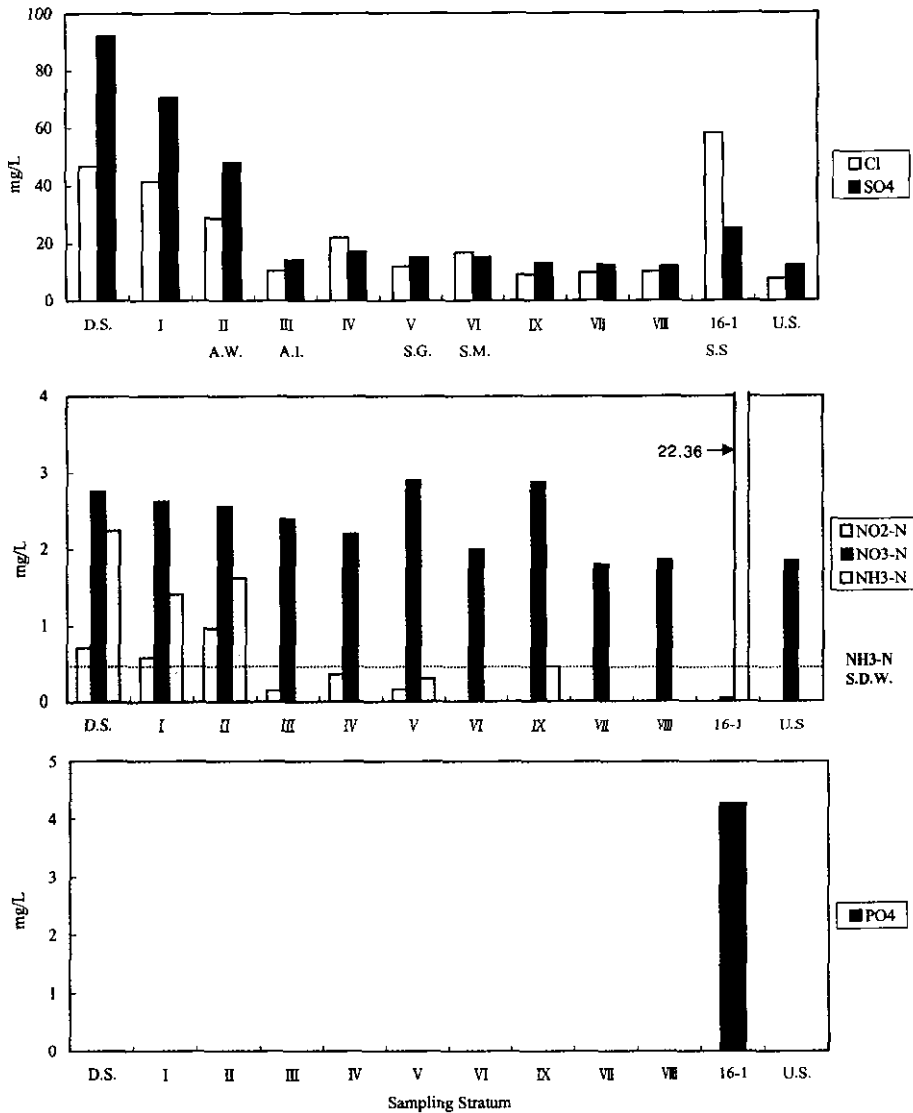


Fig. 4. Anion and NH₃-N amounts in stream water. Same abbreviations in Fig. 3 are used.

었다. 이러한 사실들은 고사평 및 마전리 쓰레기 매립장이 NO₃-N의 오염원은 아니며 NO₃-N에 대해서 고사평 쓰레기 매립장 상류 전주천이 삼천천보다 상대적으로 더 오염되어 있음을 지시한다. 이는 고사평 쓰레기 매립장 상류의 전주천 주변이 하수관거가 정비되지 않아 상대적으로 신개발지역인 삼천천 주변에 비해 많은 양의 미처리된 하수가 유입된 영향이거나 전주천 주변에 인공적으로 조성된 유채꽃밭에 사용된 비료의 영향일 것으로 생각된다.

NO₂-N과 NH₃-N은 전주하수처리장 이후인 제 2구

간에서 급격히 증가하는 경향을 보여주고 있었으며 이는 전주하수처리장 방류수가 이들의 기원이 되고 있음을 지시한다. 제 2구간 이후 NH₃-N과 NO₂-N는 하류 방향으로 감소 후 증가한다. 그리고 NH₃-N의 경우 하수에서 매우 높게 나타나며 이는 하수가 하수처리장 방류수와 함께 하천에 대한 NH₃-N 오염원임을 지시한다. 그러나 NH₃-N이 매우 높게 나타났던 16-1번 하수의 유입 이후인 제 8구간에서는 NH₃-N가 검출되지 않은 것을 볼 때 16-1에서 유입되는 하수의 양이 하천에 큰 영향을 미칠 만큼 중요하지는 않았을 것으로 생

각된다. 즉 하수의 영향은 하수처리장 방류수의 영향에 비해 미미할 것으로 생각된다. $\text{NH}_3\text{-N}$ 는 최하류와 제 1, 2구간을 제외하고는 $\text{NO}_3\text{-N}$ 가 비교적 높게 나타나는 제 5구간과 제 9구간에서만 나타나며 제 5구간이 제 9구간에 비해 낮은 $\text{NH}_3\text{-N}$ 값을 갖는다. 이는 고사평 쓰레기 매립장 이전의 전주천으로부터 $\text{NO}_3\text{-N}$ 뿐만 아니라 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 공급됨을 지시한다. $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 경우는 제 5구간 하류에서 나타나며 제 5구간 이후에는 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 나타나지 않는다. 이는 전주천 제 9구간으로부터 흘러들어온 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 $\text{NO}_2\text{-N}$ 으로 전이했을 가능성을 지시한다.

고사평 쓰레기 매립장 침출수에서의 $\text{NO}_2\text{-N}$ 의 양은 검출한계 이하의 값을 보여주나 $\text{NH}_3\text{-N}$ 는 매우 높은 값을 나타내었다(Table 4). 고사평 쓰레기 매립장 주변 지하수 역시 주변 하천수보다 높은 $\text{NH}_3\text{-N}$ 농도를 보여주고 있었다. 하지만 고사평 쓰레기 매립장 상류인 전주천 제 9구간에 비해 당 매립장이 존재하는 제 5구간에서 $\text{NH}_3\text{-N}$ 의 농도가 높지 않은 점과 마전리 산업 쓰레기 매립장 주변 하천에서도 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 검출되지 않는 점은 매립장으로부터 공급된 $\text{NH}_3\text{-N}$ 가 $\text{NO}_3\text{-N}$ 의 형태로 전환되거나 조류에 의하여 흡수되어 버림을 지시하는 것으로 보인다.

PO_4^{3-} 는 16-1번 하수와 고사평 쓰레기 매립장의 침출수 및 인근 지하수에서 다소 높게 나타나고 있었다(Table 4, Fig. 4). 하지만 전주시 하천에서 PO_4^{3-} 는 거의 분석되지 않을 정도로 적으며 최하류 지점과 같이 T-P가 높은 지역(김성조, 1999)에서 PO_4^{3-} 가 분석

되지 않을 정도로 낮은 양이 존재함은 하수로부터 제 공되는 PO_4^{3-} 가 다른 형태의 인으로 전환되었을 가능성과 조류에 의하여 바로 소비되어 버림을 지시한다.

5. 전주시 하천의 만경강에 대한 영향

새만금호로 흘러드는 만경강의 오염에 대한 도심하천의 영향을 알아보기 위하여 전주시 하천 조사와 비슷한 시기인 1999년 3월에 조사한 만경강 자료를 이용하였다. 만경강의 시료채취지점은 Fig. 1과 Table 2에 나와 있다.

먼저 중금속에 대해 살펴보면(Table 5, Fig. 5) Fe, Mn, Zn의 경우는 전주천과 합류하기 이전의 7번 지점보다 전주천과 합류한 후인 5번 지점에서 증가한다. Fe의 경우에 용존농도는 0.081 mg/L에서 0.095 mg/L로, 총농도는 0.412 mg/L에서 0.678 mg/L로 증가하였다. 그리고 Mn의 경우 용존농도는 0.01 mg/L에서 0.096 mg/L로, 총농도는 0.086 mg/L에서 0.155 mg/L로 증가하는 경향을 보여준다. Zn의 경우 용존농도가 0.006 mg/L에서 0.041 mg/L로 증가한다. Al의 경우 용존농도가 0.015 mg/L에서 0.027 mg/L로 증가하였지만 총농도는 7번과 5번 모두 0.314 mg/L로 유지되고 있어 전주천의 영향이 나타나지 않는다. 이는 만경강의 Fe, Mn, Zn 증가에 있어 전주시가 영향을 미치지 않는다는 것을 지시한다. 그러나 Al의 경우 전주천이 만경강에 영향을 미치는지는 확실치 않다.

음이온에 대해서는 먼저 Cl^- 과 SO_4^{2-} 의 경우 전주천

Table 5. The amount of heavy metals, Cl^- , and SO_4^{2-} in the Mankyeong river.

(mg/L)

SITE	Al		Mn		Fe		Cr	Cu	Zn	Cd	Pb	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
	Dis	Total	Dis	Total	Dis	Total							
1	0.005	5.420	0.138	0.383	0.024	5.963	0.002	0.025	0.016	0.001	0.002	2305.00	492.00
2	0.006	0.421	0.185	0.317	0.062	0.927	0.002	0.005	0.006	0.001	0.003	151.20	35.80
3	0.034	1.421	0.332	0.438	0.071	2.388	0.002	0.007	0.005	0.001	0.002	56.61	31.08
4	0.010	0.509	0.187	0.354	0.214	1.843	0.003	0.007	0.007	0.001	N.D	40.62	18.57
5	0.027	0.314	0.096	0.155	0.095	0.678	0.002	0.005	0.041	N.D	N.D	215.52	335.04
6	0.034	0.801	0.033	0.114	0.100	1.036	0.002	0.006	0.053	N.D	N.D	279.00	450.40
7	0.015	0.314	0.010	0.086	0.081	0.412	0.002	0.006	0.006	0.001	N.D	14.67	19.17
8	0.008	0.753	0.017	0.223	0.011	1.234	0.002	0.005	0.005	0.001	N.D	8.52	14.06
9	0.008	0.113	0.062	0.156	0.024	0.282	0.002	0.004	0.003	N.D	N.D	21.88	16.28
10	0.010	0.113	0.008	0.038	0.011	0.124	0.002	0.004	0.004	N.D	N.D	2.46	6.91
11	0.010	0.129	0.009	0.019	0.062	0.157	0.002	0.003	0.005	N.D	N.D	6.54	8.50
12	0.016	0.079	0.101	0.140	0.290	0.669	0.002	0.003	0.003	N.D	N.D	5.13	5.90
13	0.164	2.852	0.062	0.198	0.221	4.606	0.0003	0.004	0.008	N.D	0.003	36.06	23.01
14	0.003	2.342	0.381	0.1.186	0.024	4.304	0.0004	0.003	0.003	N.D	N.D	58.20	22.14

N.D=Not Detected; Dis=Dissolved heavy metal; Total=Total heavy metal

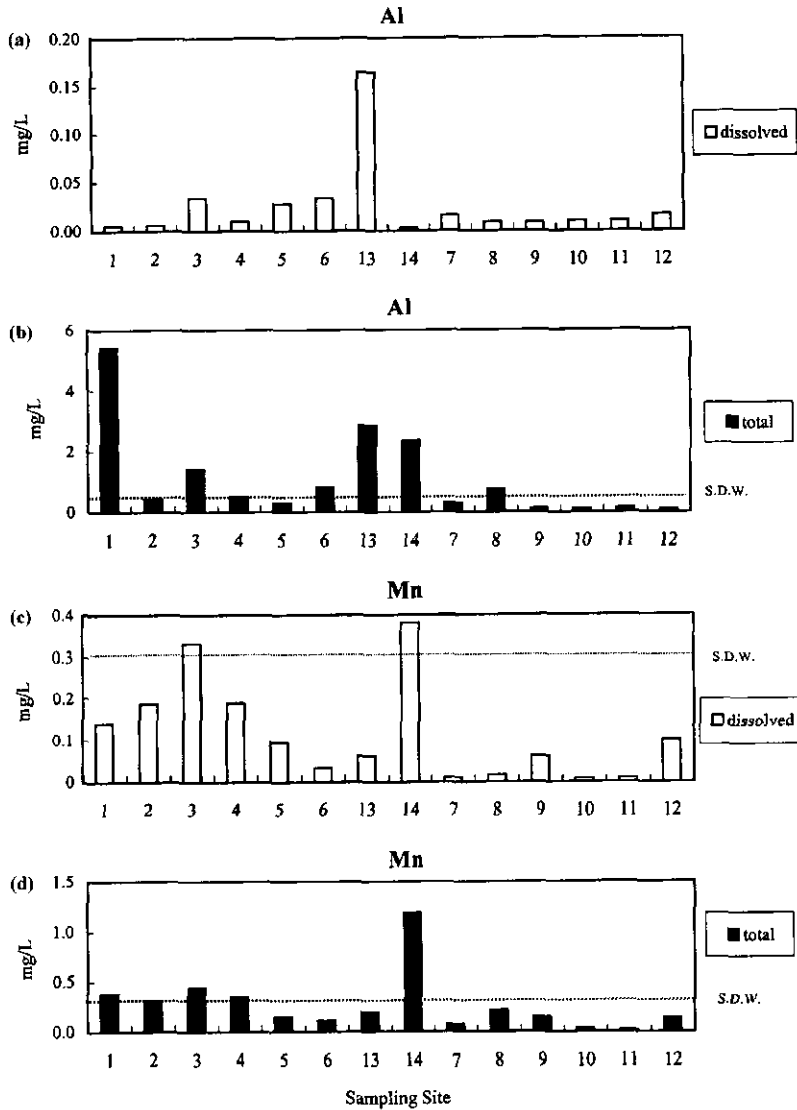


Fig. 5. The amounts of dissolved and total heavy metals (A-G), and Cl^- and SO_4^{2-} (H) in the Mankyong river. S.D.W. : Standard for drinking water

이 합류하기 전인 7번 지점과 전주하수처리장 상류인 13과 14번 지점에서는 함량이 낮는데 비하여 하수처리장 하류의 6번 지점에서 Cl^- 은 279 mg/L, SO_4^{2-} 는 450.4 mg/L이다. 그리고 전주천이 만경강에 합류한 이후 지점인 5번에서 Cl^- 은 215.5 mg/L, SO_4^{2-} 는 335.0 mg/L로 함량이 높다(Fig. 5, Table 5). 그 결과 5, 6번 지점의 Cl^- 과 SO_4^{2-} 함량은 음용수 기준치보다 높으며 5번 지점의 Cl^- 과 SO_4^{2-} 는 7번에 비해 각각 약 15배와 17배 가량 증가하였다. 이는 전주하수처리장으

로부터의 방류수가 전주천 하류와 만경강의 Cl^- , SO_4^{2-} 오염의 주 원인임을 지시한다. 이러한 결과는 전주시 하천에 대한 연구 중 전주하수처리장의 방류수에 의해 이들 음이온이 크게 증가한다는 사실과 잘 일치한다.

6. 토 의

본 연구에서는 기존 연구와는 달리 사전연구에 의한 구간분리와 통계적인 방법을 이용하여 하천의 오염상

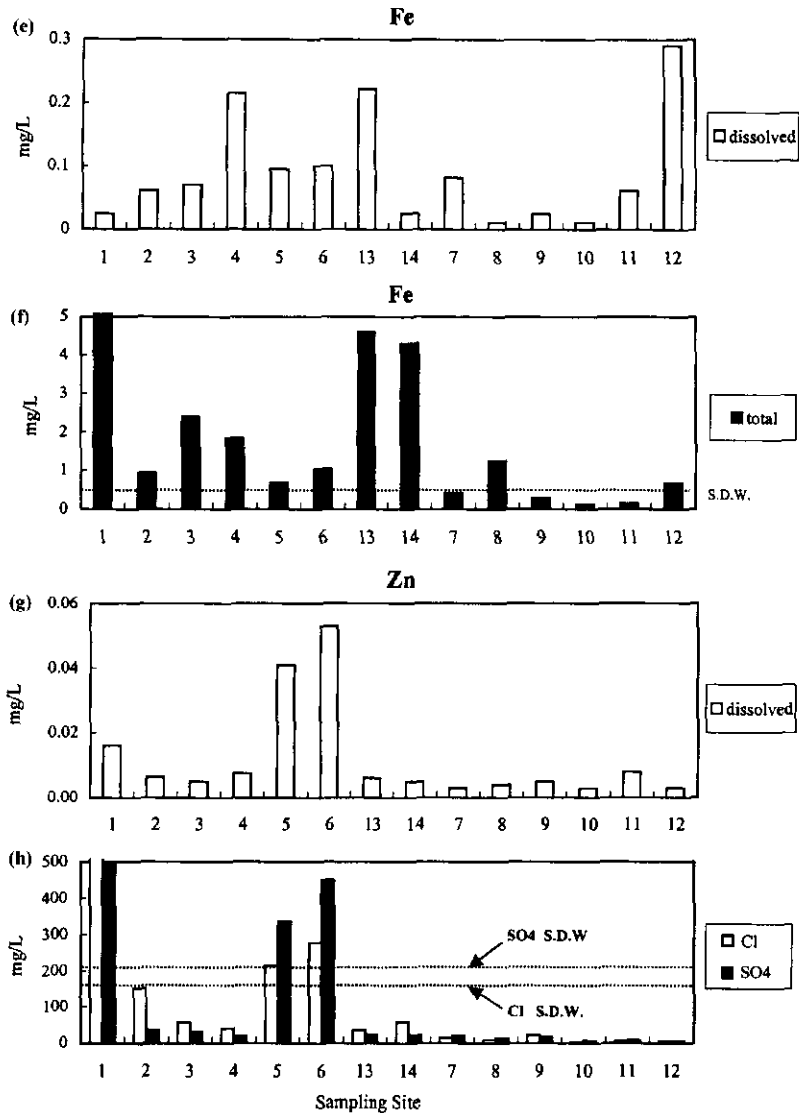


Fig. 5. Continued.

태를 연구함으로써 다음 두 가지 성공적인 연구를 수행하였다. 첫째 채취자가 주관적으로 샘플의 위치를 선택하지 않고 통계기법인 층화랜덤추출법을 사용하였기 때문에 제시된 자료는 과거 연구에서보다 더 객관적이며 대표적인 값이라 할 수 있다. 둘째 사전조사를 바탕으로 시료채취 구간을 층화하므로써 각 중금속과 음이온의 오염원에 대한 평가를 할 수 있었다. 따라서 앞으로 이러한 사전연구와 통계적 방법을 이용한 연구가 활성화되면 국내의 하천수의 오염에 관한 연구가 크게 향상될 것이다.

본 연구에 의하면 전주천은 중금속과 음이온에 의하여 크게 오염되어 있지는 않지만 여러 오염원들에 의해 계속적으로 Al, Fe, Mn, Zn 중금속과 Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃-N, NO₂-N, NH₃-N 음이온이 공급되고 있으며 갈수기에는 이러한 공급으로 인해 전주천의 일부 구간에서는 Fe, Mn 등이 음용수 기준치를 초과한다는 사실을 확인하였다. 그리고 이들 중 일부는 환경강 분류에 까지 영향을 주고 있는 것으로 나타났다. 이들 중금속과 음이온들은 환경이나 인간에 대해 여러 피해를 발생시키는 것으로 알려져 있다(김형진 등, 1995, 배준용

등, 1995, Wittmann, 1983, Maxcy, 1950, 김덕찬과 유명진, 1991, 김덕찬과 유명진, 1991, Kobayashi, 1957). 따라서 전주천과 삼천천을 향후 오염시킬 수 있는 이들 중금속과 음이온들의 유입을 저감시키거나 방지하는 대책이 꼭 필요하다.

기존 연구에 의하면 미처리 하수로부터 Ag, Cd, Zn, Pb, Cu, Cr, Ni을 포함한 중금속과 염소화합물, 황산염, 질소화합물을 공급되는 것으로 보고되고 있다 (Wittmann, 1983, Eiswirth and Hotzi, 1994, Shahin, 1990). 이는 본 연구에서 하수로부터 주변 하천수에 비해 높은 Zn양과 높은 Cl⁻, SO₄²⁻, NH₃-N가 나타나는 사실과 일치한다. 하수처리장 방류수내의 SO₄²⁻가 생활하수내의 SO₄²⁻보다 높은 사실은 하수처리 과정에서 SO₄²⁻성분이 첨가되었거나 하수처리장으로 들어오는 공단폐수내에 SO₄²⁻성분이 높기 때문일 것으로 생각된다. 기존 연구에 의하면 쓰레기 매립장 침출수는 Al을 포함한 중금속을 함유하고 있는데 특히 중금속중 Fe, Mn, Zn 공급량이 상대적으로 높으며 동시에 높은 Cl⁻, SO₄²⁻ 음이온과 NH₃-N 양이온을 함유하고 있다 (Farguhar, 1989). 실제 난지도 매립지 침출수 분석자료에서도 Fe, Zn, Cl⁻, NH₃-N이 높게 나타난다(한정상, 1998). 이는 본 연구에서 고사평 쓰레기 매립장과 마전리 산업쓰레기 매립장으로부터 Fe, Mn, Zn, Al 그리고 Cl⁻이 하천으로 공급되고 있다는 결론을 뒷받침하여준다. 그리고 NH₃-N는 미처리 생활하수, 고사평 쓰레기 매립장 침출수에서 매우 높은 함량으로 나타났다. 또한 미처리 하수 합류 이후 삼천천에서 전주천 합류이전까지 NO₃-N가 점차적으로 증가하는 것은 유입되는 생활 하수내의 NH₃-N가 하천을 흐르면서 산화되고 있기 때문으로 생각된다. PO₄³⁻의 경우에는 미처리 하수에서만 검출되었으며 그 함량도 매우 높는데 이러한 인산염인의 유입은 김형진 등(1995)과 김덕찬과 유명진(1991)의 연구에 비취볼 때 분뇨, 합성세제 사용등에 기인하는 것으로 생각된다.

본 연구에서는 고사평 쓰레기 매립장의 영향을 평가하기 위하여 하천 유역에서 간이적인 방식을 이용하여 지하수를 채취하고자 하였으나 많은 공에서 지하수를 채취하지 못해 오염원의 영향에 대한 체계적인 연구를 수행하지 못하였다. 그리고 매립장의 지하수를 직접 채취할 수 없었다. 앞으로는 이러한 문제점을 극복하기 위하여 제대로 된 지하수 채취공을 설치한 연구가 꼭 필요하다.

본 연구는 특정 시기에만 시행되었고 반복 측정하지 않았기 때문에 해석상의 주의를 요한다. 따라서 수년

에 걸친 연구를 시행하여 본 연구에서 제시된 결과들을 재확인하고 시기에 따른 오염 상태의 변화를 확인하는 연구가 필요하다. 본 연구의 결과는 후속 연구의 결과와 함께 하천 오염 수준을 낮추는 대책 수립에 활용할 수 있을 것이다. 그리고 앞으로 이 연구 결과를 유량연구와 결합하여 전주시 하천에 대한 오염원들의 영향(오염물의 총량)을 조사하는 것도 필요할 것으로 생각된다.

7. 결 론

1. 시료 채취 당시 전주천과 삼천천은 중금속이나 음이온에 대해서 전반적으로 음용수 기준치 이상으로 오염되지는 않았다. 하지만 제한된 일부 하천시료 및 지하수시료가 Al, Fe, NH₃-N, Cl⁻에 대해서 오염되어 있었으며 중금속과 음이온이 하천으로 계속 공급되고 있었다.
2. 미처리 생활하수와 고사평 쓰레기 매립장 그리고 마전리 산업 쓰레기 매립장이 Al, Fe, Mn, Zn의 오염원이다. 그리고 하수처리장 방류수와 미처리 생활하수 역시 Zn과 Mn에 대한 오염원일 가능성이 높다.
3. 미처리 생활 하수와 하수처리장 방류수는 Cl⁻, SO₄²⁻와 NH₃-N의 주 오염원이다. 고사평 쓰레기 매립장이 Cl⁻의 오염원이며 미처리 생활하수는 PO₄³⁻의 오염원이기도 하다. 고사평 쓰레기 매립장 이전의 전주천이 삼천천에 비해 NO₃-N에 대해 더 오염되어 있다.
4. 중금속인 Fe, Mn, Zn과 음이온인 Cl⁻, SO₄²⁻의 경우 전주천과 합류하기 이전의 만경강보다 합류 이후 만경강에서 그 함량이 증가하며 이는 전주천이 이들 성분에 있어 만경강 오염에 중요한 영향을 미치고 있음을 지시한다. 특히 Cl⁻과 SO₄²⁻의 영향은 매우 크다.

사 사

본 연구는 군산대학교 새만금 연구 센터의 지원으로 수행되었다. 본 연구를 위하여 야외조사에 도움을 준 전북대학교 지구환경과학과 학생들과 군산대학교 환경공학과 학생들에게 감사드린다.

참고문헌

- 김강주, 이지선, 오창환, 황갑수, 김영규, 이광식 (2000) 하수처리장 방류수에 영향을 받고 있는 하천에 대한 수문지화학적 연구. 대한지질학회지, 36권, p. 137-152.
김덕찬, 유명진 (1991) 환경화학. 동화기술, 554p.

- 김두희, 송형달 (1984) 금호강 유역의 수질, 토양 및 무우의 중금속 함량에 관한 연구. 경북대학교 산업개발연구소, 12권, p. 131-144.
- 김성조 (1999) 만경강·동진강의 환경오염 실태. 만경강·동진강 살리기 운동 연합회 창립총회 및 기념심포지엄, p. 35-65.
- 김종택 (1992) 환경오염공정시험법해설 (수질분야). 신평출판사, 665p.
- 김형진, 백영석, 이준석 (1995) 임진강수계의 수질조사 및 개선방안. 대한위생학회지, 10권, p. 66-75.
- 농어촌진흥공사 농어촌연구원 (1997a) 새만금지구 유역 오염원 관리대책. 267p.
- 농어촌진흥공사 농어촌연구원 (1997b) 새만금지구 담수호 수질보전 대책수립 조사연구 (I). 299p.
- 농어촌진흥공사 농어촌연구원 (1998) 새만금 유역의 오염 하천 정화대책 수립. VI-74p.
- 박종래 (1994) 통계조사론. 영지문화사, p. 123-189.
- 박홍재, 박종길, 박원우 (1994) 서낙동강 유역의 강물, 저토 및 토양의 중금속 분포 특성. 한국환경과학회지, 3권, p. 409-416.
- 방성자, 최신석 (1993) 만경강 유역의 수질, 토양 및 어류의 중금속 함량에 관한 연구. 충남대 환경문제 연구소, 11권, p. 35-52.
- 배준웅, 장혜영, 송희봉, 서무룡, 하광수, 박태명 (1995) 금호강 수질의 장기 변동에 관한 연구. 한국환경과학회지, 4권, p. 207-220.
- 소진탁, 이종섭, 유일수, 유은주, 김환홍 (1991) 만경강 유역 수질 및 저질토의 중금속 함량에 관한 조사 연구. 한국육수학회지, 24권, p. 123-128.
- 손재권 (1999) 전북지역에서 만경강 동진강의 역할. 만경강·동진강 살리기 운동 연합회 창립총회 및 기념심포지엄, p. 3-34.
- 어수미, 박성배 (1992) 한강 저질층의 중금속 오염도 평가 방법에 관한 연구. 한국환경위생학회지, 18권, p. 47-57.
- 오창환, 이지선, 유연희, 최미정 (1998) 삼천천의 하천수와 퇴적물의 오염에 대한 예비연구. 대한자원환경지질학회·(사)대한지하수환경학회 1998년도 공동학술발표회 발표논문 요약집, p. 158-159.
- 유일수, 김환홍 (1991) 만경강 지류에 서식하는 *Unio douglasiae*의 중금속 함량에 관한 조사 연구. 한국육수학회지, 24권, p. 117-122.
- 유일수, 이종섭, 소진탁, 김재진 (1991) 만경강 및 금강 하구 지역 패류의 중금속함량. 한국패류학회지, 7권, p. 87-93.
- 이정재, 최정 (1986) 금호강 유역의 수질과 하상오니, 토양 및 농작물 중의 중금속 함량 조사. 한국환경농학회지, 5권, p. 30.
- 이종섭, 유일수, 유은주, 박현, 소진탁 (1989) 만경강유역 저질토 및 패류의 중금속 함량 조사. 한국패류학회지, 5권, p. 35-41.
- 이종섭, 유일수 (1986) 진주천 및 삼천 유역의 수질, 토양 및 채소류의 Pb 함량에 관한 연구. 원광대 의과학 연구소, 2권, p. 189-198.
- 이종섭, 유일수 (1992) 금강 유역의 수중, 토양, 쌀 및 주민의 노출 중금속 함량에 관한 연구. 한국환경위생학회지, 18권, p. 69-75.
- 정의영, 신운경, 최문술 (1998) 새만금호의 수질예측과 그에 따른 대책 2. 담수수질 정화처리자인 참재침의 대사생리에 미치는 중금속 오염원의 급성독성 영향. 한국패류학회지, 14권, p. 51-59.
- 한정상 (1998) 지하수 환경과 오염. 박영사, 1071p.
- Aston, S.R., Thornton, I., Webb, J.S., Purves, J.B. and Milford, B.L. (1974) Stream sediment composition, an aid to water quality assessment. Water Air Soil Pollut. v. 3, p. 321-325.
- Cochran, W.G. (1977) Sampling Techniques. 3rd ed. Wiley, New York. p. 89-149.
- Eiswirth, M. and Hotzl, H. (1994) Groundwater contamination by leaking sewerage systems. 25th Congress of the International Association of Hydrologists, Adelaide, Australia, 21-25 November, Preprints of Papers NCPN NO. 94/10, p. 111-114.
- Environmental Protection Agency (1991) Method 200.7, Determination of metals and trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry. Revision 3. v. 3, p. 61-62.
- Farguher, G.F. (1989) Landfill leachate migration in soil. Canadian Geotechnical Journal, v. 6, p. 51-87.
- Friberg, L., Nordberg, G.F. and Vouk, V.B. (1979) Handbook on the Toxicology of Metals. Elsevier. 709p.
- Fujiki, M. (1972) The transitional condition of Minamata Bay and the neighbouring sea polluted by factory waste water containing mercury. 6th Int. Conf. Water Pollut. Res. paper No. 12
- Gilbert, R.O. (1987) Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Nostrand Reinhold, New York, 320p.
- Jaffé, D. and Walters, J.K. (1975) Trace metals in sediments from the Humber Estuary. Abstr. Int. Conf. Heavy Met. Environ. C-270p.
- Kobayashi, J. (1957) On geographical relationship between the chemical nature of river water and death-rate of apoplexy. Berichte des Ohara Institute fur landwirtschaftliche biologie, v. 11, p. 12-21.
- Maxcy, K.F. (1950) Report on Relation of Nitrate Nitrogen Concentration in Well Waters to the Occurrence of Methemoglobinemia in Infants. Natl. Acad. Sci. - Research Council Sanit. Eng. and Environmental Bull. 264p.
- Reckhow, K.H., and Chapra, S.C. (1983) Engineering Approaches for Lake Management. volume I. Data Analysis and Empirical Modeling. Butterworth, Boston.
- Shahin, M. (1990) Impacts of urbanization of the Greater Cairo area on the groundwater in the underlying aquifer, in Hydrologic Progresses and Water Management in Urban Areas: Proceedings of the Duisberg Symposium, April, 1988, International Association of Hydrological Sciences (IAHS) Publication, v. 198, p. 243-249.
- Wittmann, G.T.W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, 486p.