

특 강

農村 環境 汚染 實態와 對策

柳 順 昊

서울大學校 農業生命科學大學

I. 序 言

“환경”이란 용어가 생활체와 일정한 접촉을 유지하면서 그것에 어떤 영향을 주는 주위의 自然的 및 社會的 사정이나 상태를 의미한다면 “농촌환경”이란 농촌의 자연환경 뿐만 아니라 社會적인 환경까지도 포함되는 것을 뜻한다. 그러나 환경정책기본법은 環境汚染을 “사업활동 기타 사람의 활동에 따라 발생하는 大氣汚染, 水質汚染, 土壤汚染, 海洋汚染...등 사람의 건강이나 환경에 피해를 주는 상태를 말한다”라고 정의하고 있다. 따라서 본고에서도 “農村環境汚染實態와 對策”에서는 환경의 범위를 자연환경에 극한하여 다루기로 한다.

우리나라에서는 1960년대 이전만 해도 인간의 활동이 환경에 주는 영향에 대한 일반인들의 관심은 별로 없었다 해도 과언이 아니다. 그러나 '60년대부터 산업화 과정이 급속도로 진전되면서 公害라는 용어로 環境汚染에 대한 우려를 나타내기 시작하였으며 당시에 농업 또는 농촌 또한 산업화의 결과로 나타난 環境汚染의 피해자로 보는 견해가 지배적이었다. 그러나 지금은 농업은 環境汚染의 피해자이면서 다른 한편으로는 다량의 농업자재를 투입하는 집약적 농업은 환경에 대한 가해자의 입장에 설 수도 있다는 것이 부정할 수 없는 현실이다. 현재 이루어지고 있는 농업의 생산방식, 생산수단, 토양관리 방법 등 농촌에서 나타나고 있는 여러

현상들을 분석해 보면 환경을 생각하는 농업이 절실한 때라고 생각된다.

본고에서는 수질, 토양 등 농업환경의 오염실태를 먼저 살펴보고 관행농업에서 나타나고 있는 環境汚染의 문제점, 앞으로 지향하는 농업 즉 환경보전적 농업 SUSTAINABLE AGRICULTURE에 대하여 언급하고자 한다.

II. 水質汚染 現況

水質汚染의 原因物質을 發生하는 汚染源은 一般家庭으로 부터 排出하는 生活下水와 工場 및 産業體로 부터 排出하는 産業廢水 그리고 畜産廢水로 크게 나누어 볼 수 있다. 현재 推算되고 있는 全國의 生活下水 排出량은 10,000천 m^3/l 으로서 首都圈을 通過하고 있는 漢江水系가 3,470천 m^3/l 로서 生活下水의 排出量이 가장 많다. 현재 우리나라의 下水處理率은 28% 정도에 不過하여 生活下水가 水質汚染의 主原因이 되고 있으며, 特히 人口가 밀집된 대도시 주변 水質이 점차 惡化되고 있다. 各種 製品的의 生産등 産業활동의 결과로 생성되는 産業廢水는 生活下水와는 달리 일반적으로 高농도이며 重金屬등 有害物質을 많이 함유하고 있다. 全國의 産業廢水 排出량은 4,603천 m^3/l 이고 水系別로 보면 漢江, 洛東江, 錦江 順으로 많으며 其他 地域의 排出量이 많은 이유는 浦項製鐵의 폐수배출량이 3,306천 $m^3/日$ 인 것이 原因이다.

表 1. 水系別 汚染物質 排出量 現況

(단위 : 천 $m^3/日$)

區 分	水系別						
	計	漢 江	洛東江	錦 江	榮山江	萬傾江	기 타
생 활 하 수	10,000	3,470	1,830	720	370	280	3,330
산 업 폐 수	4,603	332	286	110	18	53	3,807

* 본 특강은 1993년 총회 학술대회에서 발표된 것임.

최근 肉類消費 증가에 따라 가축 사육두수가 늘어나는 추세에 있으며, 특히 기업축산이 증가하고 있다. 全國의 畜産飼育現況을 살펴보면 소가 2,386千頭이고 돼지가 4,281千頭로서 이들 소 및 돼지가 排出하는 분뇨는 각각 71,580톤/일, 21,405톤/일이다. 그리고 이들이 발생하는 糞尿가 전체 畜産糞尿의 91%를 차지하고 있다. 이들 家畜 糞尿가 처리를 하도록 法的 規制를 받고 있는 비율은 매우 낮아 30~40%에 불과한 것으로 추정된다. 그 이유는 아직까지 畜産飼育규모나 飼育頭數가 영세성을 벗어나지 못하고 있기 때문이다. 그러나 水質汚染源으로서 排出量은 적지만 고농도이기 때문에 BOD등의 汚染指標 項目의 負荷量으로 계산했을 때는 상당히 높기 때문에 적정관리가 요청되고 있다.

한편 各水系別 水質汚染現況을 BOD를 基準으로 하여 환경處에서 定期的인 모니터링이 실시되고 있는 17개 水系중 重要 水系인 漢江, 洛東江, 錦江, 榮山江, 蟾津江, 萬傾江의 水質汚染을 살펴보면 漢江水系에 있어서는 北漢江水系의 水質이 良好하며 上流인 春川(1.2mg/l), 昭陽(1.2mg/l), 淸平(1.3mg/l)은 上水源水 2級水質을 나타내고 있고 南漢江의 경우는 上流의 水質은 良好하나 中流인 驪州(1.6mg/l)에서 汚染度가 높아지고 있는데 이는 設장을 通하여 流入되는 原州市의 生活下水 및 畜産廢水에 기인하는 것으로 보이며 漢江本流의 水質은 下流

로 내려갈수록 汚染度가 증가하고 있는데 이것은 望速川, 中浪川 등 汚染된 支川에서 流入되는 廢下水에 기인된다. 洛東江水系은 上流지역은 良好하나 구미工團 및 市의 廢下水가 流入되면서 부터 증가하기 시작하여 金湖강이 合流되는 高靈교地點은 가장 나쁜 水質을 나타내고 있다.

錦江水系은 上流는 옥천(1.2mg/l), 大淸(1.3mg/l)은 比較的 良好한 水質을 나타내고 있으나 大田市의 生活下水와 大田工團에서 排出하는 廢水로 인하여 汚染이 심한 閘門이 合流된 이후 地點은 汚染度가 높아지는 경향을 나타내고 있다. 榮山江水系은 上流인 담양(1.7mg/l)지역을 제외한 全水系에 걸쳐 不良한 水質을 나타내고 있는데 이는 河川의 有路延長이 짧은 榮山江에 光州市의 生活下水와 工場廢水가 流入되어 汚染이 심화된 光州川이 流入되기 때문이며 光州川이 合流된 下流地點은 汚染度가 높다. 蟾津江水系의 水質은 전 지역이 上水源水 2級水質을 유지하고 있으며 다른 水源에 비해 汚染源 本포가 적어 현재로서는 가장 良好한 水質을 나타내고 있다. 萬傾江水系의 水質은 평상시 流量이 적은 반면 汚染負荷量이 큰 全州市 및 工團, 이리시 및 工團 등이 집중되어 있어 汚染이 심한 水系로 나타나고 있다. 上流인 高山地點(1.0mg/l)은 1級 水質을 나타내고 있으나 參禮(1.4mg/l), 金堤(5.6mg/l)는 水資源이용에 支障을 招來하고 있다.

表 2. 水系別 水質汚染現況

(BOD : mg/l)

漢 江		洛 東 江		錦 江		榮 山 江		蟾 津 江		萬 傾 江	
지 점	오염도	지 점	오염도	지 점	오염도	지 점	오염도	지 점	오염도	지 점	오염도
春川댐	1.2	봉 화	1.3	옥 천	1.2	담 양	1.7	섬진강(댐)	1.5	고 산	1.0
소양댐	1.2	안 동	1.2	대 칭	1.3	광 주	20.1	곡 성	1.3	삼 례	4.1
의암댐	1.1	상 주	1.5	청 원	1.9	금 성	4.2	구 례	1.3	김 계	5.6
청 평	1.3	구 미	1.5	연 기	2.7	합 평	4.2	하 동	1.4		
영 월	1.2	왜 관	2.0	공 주	2.3	무 안	1.8				
단 양	1.2	달 성	1.5	부 여	2.9						
충 주	1.4	고 랑	9.8								
증 원	1.2	함 천	4.3								
여 주	1.6	남 지	3.7								
팔 당	1.6	삼랑진	3.3								
구 의	1.4	물 금	3.6								
특 도	2.4	구 포	3.7								
보 광	2.9										
노 랑진	4.3										
선 유	4.0										
영동포	4.4										
행 주	8.2										

III. 農業用水 水質現況

水質汚染이 농업에 미치는 영향은 農作物의 生育에 직접적으로 被害를 줄뿐만 아니라 農作物의 品質을 저하시키거나 農業基盤을 惡化시키는 등 여러가지 側面에서 영향을 미친다. 水質汚染物質中에는 窒素化合物과 같이 農作物의 養分도 포함되어 있는데 이들 養分을 適正하게 함유하는 물을 農業用水로 灌溉하면 農作物 生育에 도움을 줄 수 있으나 溶解性 養分의 물이 適正水準을 넘으면 영양과다나 혹은 濃度障害 등을 초래하게 되어 農作物의 生育을 저해하게 된다. 이와같이 農業用水의 水質汚染의 進行情도는 農作物 栽培에 전혀 영향을 끼치지 않는 단계로 부터 오히려 農作物 生育에 좋은 영향을 미치는 단계를 거쳐 惡影響을 나타내는 단계로 進행하게 된다. 農業用水 水質汚染이 農作物에 미치는 영향은 土壤條件, 栽培管理등에 따라 다르다. 土壤은 일반적으로 완충작용이 크고 汚染된 農業用水가 관개되더라도 그 영향을 消除시켜 現狀을 유지하는 방향으로 作用한다. 또한 栽培時에 肥培管理로는 農作物의 生育환경을 人爲的으로 制御하여 汚染된 農業用水를 관개하더라도 農作物의 생산에 지장을 초래하지 않도록 유지시킬 수 있다. 이와같은 作用때문에 水質汚染의 惡影響은 즉시 農作物에 영향을 주지않고 어떤 內在期間을 거쳐서 實質的인 被害를 나타내게 된다. 따라서 農業用水의 水質汚染의 정도는 다음의 3단계로 區分될 수 있다.

- 第1 단계 : 전혀 惡影響이 없는 단계
- 第2 단계 : 惡影響을 消除시킬 수 있는 단계
- 第3 단계 : 惡影響을 消除시킬 수 없는 단계

農業의 입장에서 보면 水質을 第1단계 水準으로 유지시키는 것이 가장 바람직하며 第2단계의 水質은 農業用水로 이용할 때는 農業技術을 活用하여 農業生産을 향상시킬 수도 있지만 대책실행을 위한 制約이 따르게 된다. 第3단계의 農業用水 水質은 이내 農業技術을 초월한 社會문제이며 農業이외의 環境保全對策次元에서 충분히 검토되지 않으면 안 된다.

水質汚染에 의하여 水稻栽培에 被害를 나타내는 汚染物質의 限界濃度は 土壤, 栽培管理 등의 조건에 따라 다르기 때문에 일괄적으로 정할 수는 없지만 여러가지 試驗결과를 土壤로 整理하여 보면 表3과 같다. 이들 項目들에 대한 農業用水 水質評價가 水稻栽培에 있어서 중요성을 갖는 것은 窒素過剩障害, 有機物 축적에 따른 土壤還元障害, 溶存酸素 부족에 의한 生育 障害등을 고려한 評價項目이다. 현재 우리나라에서는 農業用水 水質基準이 별도로 制定되어 있지는 않으나 水質環境保全法에 들어 있는 河川水質環境基準을 근거로 살펴보면 河川水 및 湖沼水 다같이 BOD 및 COD가 8mg/l 이하로 되어 있고 DO는 2mg/l 이상이다. 호소수의 경우 總磷과 總窒素 項目이 설정되어 있으나 農業用水 評價項目으로 들어 있는 것이 아니라 湖沼水の 富營養化 現象을 評價하기 위하여 설정한 것이다.

表 3. 水稻生育에 대한 水質汚染許容限界

項 目	單 位	許容濃度	項 目	單 位	許容濃度
pH		6.0~7.5	염소이온	mg/l	500~700이하
COD	mg/l	8이하	E C	mmhos/cm	1이하
BOD	mg/l	5~8이하	유 분	l/a	2~3이하
DO	mg/l	5이상	T N	mg/l	5이하
SS	mg/l	100이하	NH ₄ -N	mg/l	3이하
중발잔유물	mg/l	1000이하	ABS	mg/l	3이하

이러한 評價指標을 보면 현재 우리나라 主要 河川의 본류구간에서는 앞절에서 살펴본 바와같이 榮山江의 光州地點과 洛東江의 高령지점을 제외하고는 農業用水로서 부적당하지 않은 것으로 나타나고 있다. 그러나 漢江下流의 행주지점과 萬傾江의 金堤地點등은 갈수기의 水質이 農業用水로 이용하기 어려운 水準에 까지 나빠질 것이 豫想되고 있다. 그러나 최근에 실시한 農業用水 水質결과를 보면 一部 地域의 水質은 水稻栽培에 있어서 水質汚染 許容限界를 超過하는 汚染度를 나타내고 있다. 이 調査에서는 하구호 중 삼교호 5개 地點, 대호 6개 지점과 7개 農組地區의 22개 지점등 總 33개 지점

에서 農業用水 水質을 調査한 결과 2개의 하구호 11개 地點의 水質은 모두 農業用水로 이용할 수 있었으나 表 4에 나타난 바와같이 22개 地域中 8개 地點의 沍 및 貯水등에서는 農業用水源으로 쓸 수 없을 정도로 水質이 惡化되어 있음을 알 수 있다. 이들 農業用水源 중 파주농조의 회정보, 수화농조의 일왕지, 연기농조의 연동양수장 등은 都市下水와 工場廢水 流入이 原因이었으며, 파주농조의 상비보, 수화농조의 보통지, 이천농조의 성호지, 홍성농조의 조심보와 홍동지는 畜産廢水에 의한 汚染으로 나타났다.

表 4. 農業用水의 汚染事例('89)

(단위 : mg/l)

농 조 명	조사지점	용리면적(ha)	pH	SS	DO	BOD	COD	TN	TP
파 주	회 정보	14.0	7.4	8.7	0.0	48.0	70.0	45.6	0.48
	상 비 보	37.0	7.4	16.1	0.0	40.2	48.0	15.4	3.76
수 화	일 왕 지	81.6	8.8	12.6	1.4	94.0	30.8	21.7	7.85
	보 통 지	242.3	7.9	11.9	1.3	6.4	14.0	2.4	0.07
이 천	성 호 지	298.6	6.6	5.6	1.1	8.7	9.6	0.7	0.26
홍 성	조 심 보	50.0	8.8	25.5	1.1	54.0	46.4	13.2	0.51
	홍 동 지	236.5	7.4	14.1	4.0	14.5	18.6	5.2	0.08
연 기	연동양수	287.0	7.3	6.6	0.8	12.0	16.2	2.0	0.20

IV. 土壤의 重金屬 오염현황

土壤汚染 여부를 판정하는 기준은 天然賦存量이다. 토양의 天然賦存量은 토양의 유형에 따라서 달라질 수 있으므로 토양 중의 重金屬 혹은 기타 유해성분 함량을 분석하여 土壤汚染 여부를 판정하려면 그와 土壤型이 같은 것의 天然賦存量과 비교하는 것이 바람직하다.

1. 논토양과 현미 중의 重金屬 天然賦存量

논토양은 많은 양의 灌溉水를 사용하게 되며 또한 논이라는 입지조건 때문에 논 이외의 곳으로 부터 地表水를 받아들여게 된다. 따라서 논토양은 이들

물속에 녹아 있는 물질에 의해서 天然賦存量이 集積되는 방향에 있게 된다. 그러나 다른 한편으로는 다량의 물이 토양을 통하여 浸透(percolation)하기 때문에 물질에 따라서는 地下로 溶脫되기도 하고 作物 흡수에 의해서 토양으로 부터 손실되기도 한다. 논토양의 天然賦存量은 산림토양과 같은 미경지 토양과 비교할 때 인위적인 교란이 심한 토양이며 그의 天然賦存量은 관개·침투되는 대량의 물에 의한 집적-손실의 균형에 의하여 결정된다.

국립환경연구원이 '87~'88에 걸쳐 9개도 33개 군을 대상으로 重金屬 오염의 우려가 없는 지역의 논을 선정하여 330점의 토양시료를 분석하여 발표한 자료를 보면 농촌진흥청의 '80~'81 자료와 비교하여 별 차이가 없다.

表 5. 논토양의 重金屬 天然賦存量 (ppm)

조사기관	년 도	시료수	As	Cd	Cu	Pb	Zn
환경연구원	'87~'88	330	0.56	0.14	4.00	5.38	4.36
농 기 연	'80~'81	407	0.56	0.13	4.15	4.67	3.95
일 본			5.76	0.41	7.90	2.50	15.2

토양의 重金屬 天然賦存量은 대체로 有機物 함량이 높은 토양에서 높게 나타난다. 일본 토양의 重金屬 함량이 우리나라 논토양의 것에 비하여 높게 나타나 있는 것은 土壤型의 차이-일본의 토양은 有機物 함량이 높다-에서 오는 것으로 생각할 수 있을 것 같다.

作物체 중에 있는 물질의 天然賦存量은 汚染物質에 의한 農作物 피해의 유무 혹은 農産物 안정성의 문제를 판정하는 기준이 된다. 그러나 식물체 중의 물질의 天然賦存量은 식물의 종류, 생육시기, 생육의 良否, 식물체의 器管 및 部位 그리고 토양의 종류와 비배관리 등의 재배조건에 따라 서로 달라지기 때문에 天然賦存量의 기준설정은 신중을 기하여야 하는 문제이다.

表 6. 非汚染地의 玄米 중 重金屬 含量 (ppm)

조사기관	년 도	시료수	As	Cd	Cu	Pb	Zn
환경연구원	'87~'88	50	0.09	0.06	2.31	0.43	16.56
농 기 연	'80~'81	407		0.05	3.31	0.44	20.55
일본관동지역			0.14	0.05	3.23	0.13	27.12

비오염지의 논에서 생산된 玄米중의 重金屬 함량을 보면 환경연구원의 자료와 농업기술연구소의 자료사이에 큰 차이가 없다. Cu와 Zn 함량은 농업기술연구소의 분석치가 다소 높은 듯하나 이것은 분석시료수의 차이를 고려하면 큰 차이는 아닌 것 같다. As의 함량은 한국의 것이 낮고 Pb는 일본의 것이 낮게 나타나 있다. 일본 玄米의 As 함량이 높은 것은 일본에서의 農藥의 사용량이 비교적 많다는 데서 기인하는 것이라고 보는 견해도 있다.

2. 밭토양과 作物중의 重金屬 天然賦存量

밭토양의 경우에는 논토양처럼 많은 양의 관개용수가 공급되지 않지만 園藝作物의 경우처럼 많은 양의 비료가 사용되기도 하고 논토양에 비하여 침투수가 적기 때문에 사용된 성분이 더 축적될 수도 있다. 따라서 같은 지역, 동일 모재에서 생성된 토양이라 해서 밭토양과 논토양의 天然賦存量이 같다고 할 수는 없다. 시설재배지가 아닌 일반 경작지 중 보리, 콩, 옥수수 재배지를 대상으로 조사한 밭토양의 重金屬 함량을 보면 表 7과 같다.

表 7. 밭토양의 重金屬 天然賦存量 (ppm)

栽培作物	시료수	Cd	Cu	Pb	As	Hg
보 리	108	0.159	4.0	5.49	0.616	0.089
콩	56	0.149	2.05	2.23	0.256	0.086
옥수수	51	0.160	2.15	3.34	0.431	0.091
평 균	215	0.157	3.06	4.16	0.493	0.089

자료: 1989년 농업기술연구소 시험연구보고서 화학부편

밭토양의 天然賦存量을 논토양의 것(농기연: '80~'81년)과 비교해 보면 Cd은 밭토양의 것이 높은 편이고 Cu, Pb 및 As 함량은 논토양의 것이 높은 편이지만 큰 차이가 나는 것은 아니다.

밭作物인 보리, 콩 및 옥수수의 重金屬 함량조사 결과를 보면 밭作物 평균에서 볼 때 Cd와 As의 함량은 현미 중의 함량과 차이가 없으나 Cu와 Pb의 함량은 밭作物의 것이 높게 나타나 있다.

表 8. 밭作物의 重金屬 天然賦存量

작 물	시료수	Cd	Cu	Pb	As	Hg
보 리	108	0.050	4.49	0.54	0.115	0.044
콩	56	0.098	7.87	0.99	0.044	0.051
옥수수	51	0.050	10.04	1.03	0.081	0.053
평 균	215	0.066	7.47	0.85	0.080	0.049

자료: 1989년 농업기술연구소 시험연구보고서 화학부편

3. 土壤汚染網 설치 지역의 오염도

환경처는 전국 6개 환경권에서 250개소의 土壤汚染 측정망을 설치하고 '87년도 부터 오염원 별로 土壤汚染도를 측정하여 그 수치를 발표하고 있다. 土壤汚染 측정망 설치 지역의 토양의 重金屬 농도를 보면 오염원에 따라서는 '87의 수치에 비해서 '88년의 수치가 다소 높은 경향을 보이고 있으나

오염원별 시료수가 얼마 안되기 때문에 통계적인 유의성이 있는지는 분명치 않다. 대체로 전용 농업용수 사용지역과 農産物 주산단지 등 농경지토양의 重金屬 함량이 가장 낮은 수준이며 앞서 소개한 天然賦存量에 비해서 큰 차이가 나는 것은 아니다. 그러나 금속 광산지역과 제련소 지역의 토양에서는 Cd, Pb 및 Cu 등 重金屬의 함량이 높게 나타나 있고 산업폐기물 매립지역의 함량도 높은 편이다.

表 9. 오염도 측정망 설치 지역 토양의 重金屬함량(1987~88)

오염원	년도	pH	Cd	Pb	Hg	Cu	Zn	As	Cr	Ni
농업용수원사용지역	'87	5.8	0.164	8.101	0.119	4.548	6.437	0.229	1.713	1.869
	'88	5.9	0.169	8.355	0.121	4.941	6.685	0.245	2.934	2.934
農産物주산단지	'87	5.7	0.143	5.850	0.127	7.018	11.166	0.294	0.888	2.904
	'88	5.9	0.197	6.828	0.165	6,682	11.902	0.342	1.153	2.269
오염우심하천지역	'87	5.9	0.260	8.792	0.098	5.743	6.307	0.202	1.457	2.113
	'88	5.8	0.250	9.811	0.102	6.089	7.517	0.241	1.086	2.082
공단하류지역	'87	5.6	0.148	8.661	0.226	8.963	11.721	0.267	2.666	1.918
	'88	5.8	0.263	9.437	0.211	7.902	11.588	0.328	2.160	2.561
하천고수부지	'87	5.8	0.234	6.428	0.145	4.414	11.102	0.730	0.772	1.669
	'88	6.0	0.197	7.211	0.117	5.506	10.179	0.492	0.855	1.399
생활폐기물매립지역	'87	6.3	0.193	7.425	0.151	5.202	9.623	0.466	0.824	1.745
	'88	6.2	0.279	7.211	0.117	5.506	10.179	0.492	0.855	1.399
산업폐기물매립지역	'87	6.2	0.423	10.811	0.201	6.809	17.804	0.348	0.929	2.940
	'88	6.0	0.294	13.540	0.169	7.057	14.582	0.319	0.970	2.275
금속광산지역	'87	5.8	0.931	19.979	0.302	12.053	23.757	0.930	1.055	2.527
	'88	5.8	0.894	34.348	0.232	14.881	30.198	0.988	1.153	3.085
도로변지역	'87	5.8	0.176	9.881	0.134	5.009	10.672	0.267	0.584	1.383
	'88	5.7	0.181	9.891	0.119	5.167	10.640	0.295	0.677	1.865
금속제련지역	'87	5.4	0.873	14.229	0.359	15.117	22.888	1.929	0.933	2.506
	'88	5.8	1.316	34.491	0.259	11.630	28.135	1.768	1.515	2.513

자료 : 1989 한국환경연감

4. 아연광산 주변 논토양과 玄米중의 重金屬 함량

과거에 亞鉛 鑛業所가 소재했던 鑛山지역의 농경지에서 채취(1979)한 토양과 玄米 시료의 重金屬 함량은 앞에서 본 일반 논에 비해서 Zn과 Cd의 함량이 매우 높다.

조사된 지역 중 Cd으로 오염된 쌀이 생산될 확률이 가장 높은 곳은 시흥광산(폐광된 가학광산)이며 반대로 가장 낮은 곳은 칠곡이다. 그러나 현미중의 최고 함량은 어느 곳이나 1.0ppm 이상으로서 광산지역의 토양에 대해서는 관심을 가질 필요가 있다고 여겨진다.

表 10. 아연광산 주변 농토양(표토)과 현미 중의 Cd과 Zn함량 (ppm)

채취지역	시료수	Cadmium			Zinc		
		최저	최고	평균	최저	최고	평균
토 양							
시 홍	6	4.00	14.67	7.68	263	1763	938
창 원	8	0.35	1.86	1.25	16	167	60.9
성 주	12	0.39	4.16	1.53	15	173	105.8
울 진	9	1.06	3.61	2.16	28	230	104.6
칠 곡	10	0.21	3.21	0.79	4	81	17.8
현 미							
시 홍	6	0.41	1.63	0.87	28.8	40.6	34.07
창 원	8	0.19	1.57	0.57	24.4	33.8	29.61
성 주	12	0.13	1.31	0.55	20.6	55.0	28.66
울 진	9	0.12	1.13	0.43	23.0	35.0	29.33
칠 곡	10	0.04	1.11	0.31	21.8	28.3	24.11

자료 : 류순호, 이준영, 학술원 논문집 1980

5. 砒素鑛山 및 製鍊所 隣近畚의 砒素汚染 實態

일반적으로 농경지의 비소 오염은 비소계 農藥의 장기 連用이 가장 큰 원인으로 보고되어 있고 우리나라와 일본에서는 硫砒鐵, 銅, 金 및 鉛과 같은 광석의 채광과정에서 배출되는 鑛微砂, 廢水 및 粉塵 등에 의하여 오염되는 것으로 알려져 있다.

이 등(1986)이 硫砒鐵 鑛山(34개소)과 製鍊所(14개소) 인근답의 비소함량을 조사한 바에 의하면 광산 인근답의 비소함량은 6.9~701.3ppm, 평균 141.3ppm이고 제련소 인근 토양의 함량은 4.01~21.73ppm, 평균 11.18ppm으로서 天然賦存量에 비하여 상당히 높은 함량을 나타내고 있다.

6. 河川 底泥土의 重金屬 함량

논은 수도재배 기간중 많은 양의 농업용수를 받아들인다. 따라서 관개용수의 오염 수준이 비록 낮아도 많은 양의 관개수가 들어가게 되므로 이로 인해서 농토양에는 重金屬 등의 有害物質이 집적하게 된다.

전국 250개소의 土壤汚染 측정망을 통하여 조사·분석된 자료는 오염원별 평균치여서 하천 유역별 혹은 지역적 土壤汚染의 수준에 관한 정보를 얻을 수가 없다. 하천 유역 별 관개용수의 경시적인 수질자료가 있을 경우 지역별로 관개에 의한 重金屬의 집적을 예측할 수도 있으나 그러한 수질자료가 없을 경우 어느 한 시기의 하천 底泥土의 분석자료는 이를 대신하는 중요한 자료일 수도 있다.

표 11, 12와 13은 전국오염하천 정화사업 계획수립에 필요한 자료를 얻을 목적으로 수행된 조사연구보고서(환경청 1987)에서 重金屬 함량의 최고치만을 취해서 정리한 것이다. 이들 수치는 각 하천마다 5개 지점 2회 측정된 측정치의 최고치이다.

表 11. 한강 수계 주요하천 底泥土의 重金屬 함량 (ppm)

하 천	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr	Pb
굴포천	0.96	0.83	252.5	383.0	246.63	117.0
왕숙천	0.12	0.04	65.21	39.63	26.13	4.46
중량천	0.97	2.47	14.27	66.27	268.28	2.08
곡능천	0.87	0.47	11.5	75.2	68.8	9.33
북하천	1.54	0.017	3.79	21.07	4.84	57.70
양근천	2.19	0.024	15.91	45.99	57.67	28.85
지장천	3.41	0.04	160.1	88.2	10.51	86.3
섬 강	1.52	0.275	75.0	289.89	43.41	64.90
제천천	1.30	0.010	5.06	60.56	7.23	43.28
주천강	0.88	0.078	8.44	45.46	25.33	36.07

자료 : 전국오염하천정화를 위한 조사연구보고서, 환경청, 1987

한강수계의 하천 중 底泥土의 Cd 농도가 2ppm 이상이 되는 하천은 양근천과 지장천이며 Cu로 심하게 오염되어 있는 것은 굴포천(252.5ppm)과 지장천(160.1ppm)이다. 중량천과 굴포천의 底泥土는 Hg의 농도가 각각 2.5와 0.8ppm 그리고 Cr의 농도는 각각 268과 247ppm 수준으로 상당히 높게 나타나 있다. 굴포천의 저이토는 Zn와 Pb의 농도도 상당히 높으며 섬강의 저이토는 Zn의 함량이 높다.

유 순 호

낙동강 수계에서는 학장천, 양산천 그리고 황지천의 高泥土의 함유된 重金屬 농도가 매우 높다. 금강 수계에서는 항건천, 영산강 수계에서는 극락강의 高泥土 중 Cd와 Zn의 오염수준이 높은 편이다. 이와 최(1986)도 대구시를 흐르는 금호강 및 그 지류들의 저이토를 분석한 바 신천, 공단천 및 달서천에서 重金屬의 농도가 가장 높다고 보고하였다.

동해로 흐르는 하천 중에서는 태화강 만이 그의 底泥土 중의 Cd, Cu, Zn, Pb 함량이 매우 높은 수준이며 서해로 흐르는 하천 중에서는 반월천의

저질이 Cu, Zn, Cr, Pb으로 오염이 되어 있고 승기천, 죽교천 및 남해천의 底泥土도 상당 수준으로 Cu, Zn 및 Pb에 의해서 오염되어 있다.

부산 동천의 底泥土의 여러 종류의 重金屬을 상당한 수준으로 함유하고 있으며 순천의 동천 역시 底泥土 중의 重金屬 농도가 높은 편이다. 지장천 底泥土 중의 Cd의 농도가 높은 것은 酸性의 석탄폐수에 의하여 용출되는 것으로 볼 수도 있으나 양근천은 重金屬 오염원이 없음에도 Cd의 농도가 높은 이유는 분명치가 않다.

表 12. 기타 수계 주요 하천 底泥土의 重金屬 함량

(ppm)

수계 및 하천	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr	Pb
낙동강 수계						
학 장 천	5.37	0.837	300.5	498.0	125.9	211.13
양 산 천	5.35	0.241	498.3	776.3	982.3	326.25
신 천	0.0386	0.011	45.80	43.85	0.79	42.38
팔 계 천	0.0075	0.0275	43.69	76.98	2.40	26.46
구 미 천	0.0165	0.0085	43.12	43.16	2.35	16.18
황 지 천	3.00	0.094	175.3	294.2	14.47	180.3
금강 수계						
항 건 천	2.5	< 0.25	10.25	153.0	< 0.25	32.5
보 청 천	Nd	Nd	4.25	35.0	Nd	10.0
강 경 천	0.018	0.018	1.502	3.857	0.008	0.471
영산강 수계						
극 락 강	2.31	1.03	31.76	200.89	3.98	8.48
만경강 수계						
목천포천	0.028	0.024	1.247	5.351	0.012	1.628
동진강 수계						
속 곡 천	0.038	0.017	1.626	8.215	0.049	1.794
입진강 수계						
포 천 천	1.170	0.138	11.342	39.00	9.35	1.510
신 천	2.241	0.451	24.928	60.8	41.02	1.45
안성천 수계						
황구지천	0.0012	Nd	1.54	1.66	1.28	0.75
통 북 천	0.0003	Nd	0.94	1.11	1.30	0.46

자료 : 전국오염하천정화를 위한 조사연구보고서, 환경청, 1987

농촌 환경 오염 실태와 대책

표 13. 동해·서해·남해 주요 하천 底泥土의 重金屬 함량 (ppm)

수계 및 하천	Cd	Hg	Cu	Zn	Cr	Pb
동 해						
남대천	0.53	0.014	13.7	120	Nd	26.7
경포천	Nd	Nd	3.8	26.0	Nd	Nd
청초천	Nd	0.008	25.4	82.0	Nd	Nd
쌍 천	Nd	Nd	12.0	46.0	Nd	Nd
대화강	5.6	0.95	153.4	531.25	29.6	73.25
서 해						
승기천	0.71	0.83	56.25	331.0	21.25	85.5
반월천	0.38	1.32	226.88	254.0	242.04	49.5
상리천	1.23	0.48	14.3	154.04	2.49	12.42
죽교천	0.68	0.37	38.94	218.56	2.26	31.28
남해천	1.33	1.56	32.6	907.27	3.25	30.36
고향천	0.018	0.015	0.561	2.872	Nd	0.472
남 해						
동천(부산)	5.25	0.572	350.0	119.2	437.0	120.1
동천(순천)	1.13	0.69	43.25	160.26	2.99	17.22
동홍천	0.07	Nd	1.004	3.308	0.810	1.154
연의천	0.097	Nd	1.468	3.137	0.687	0.906

자료 : 전국 오염하천정화를 위한 조사연구보고서, 환경청, 1987

V. 농업생산과 환경문제

1. 농경지 토양의 特性

농경지 토양은 자연토양과는 달리 作物栽培를 위하여 많은 양의 肥料, 石灰, 農藥 등 農業資材가 투입되고 특히 논외의 경우에는 많은 양의 관개수가

공급되므로 자연토양과는 그 성질이 다르다.

토양비옥도 조사사업의 결과 나타난 우리나라 논토양 주요 特性의 年代別 변화 추이를 보면 산도는 원래 낮은 것이지만 다소 개선되는 경향이며 시간의 경과에 따라 토양의 有機物 함량과 교환성 염기의 함량은 오히려 낮아지고 있으나 磷酸의 함량은 뚜렷한 증가추세를 보이고 있다.

표 14. 논토양 주요 성질의 年代別 변화

년 대	조사점수	pH	유기물 (%)	유효인산 (ppm)	교환성 염기(mg/100g)			
					K	Ca	Mg	합 계
'63~68	5,130	5.5	2.6	60	0.23	4.5	1.8	6.53
'69~79	19,737	5.9	2.4	88	0.31	4.4	1.7	6.41
'80~88	616,687	5.7	2.3	107	0.27	3.8	1.4	5.47

자료 : 농토배양 10개년사업 종합보고서, 농촌진흥청, 1989

밭토양의 有機物 함량은 낮은 편이지만 논토양에 비하여 有效磷酸과 가리의 함량이 높은 것이 특징이다.

앞에서 본 논토양의 분석자료는 토양정밀검정의 계획사업에 의해서 얻어진 결과로서 전국의 토양을 대상으로 한 것이지만 밭토양정밀검정은 계획사업이 아니고 주로 농민의 정밀 검정을 의뢰한 시료에 대하여 실시한 것이다. 따라서 분석 대상이 되었던 토양들이 아마도 作物을 집약적으로 재배하는 農地의 것이 대부분으로서 균형을 잃은 화학비료의 사용에 의하여 磷酸과 가리가 農地에 축적되고 있음을 보여 주는 현상으로 해석해야 할 것 같다.

표 15. 밭토양 주요 성질의 연대별 변화

년 대	pH	유기물 (%)	유효인산 (ppm)	교환성 염기(mg/100g)		
				K	Ca	Mg
밭 작 물						
'64~68	5.7	2.0	114	0.32	4.2	1.2
'76~80	5.9	2.0	195	0.47	5.0	1.9
'81~88	5.8	1.9	231	0.59	4.6	4.6
시설원예						
'76~80	5.8	2.2	811	1.08	6.0	2.5
'85	5.9	2.4	1136	0.86	6.1	2.1
'89	5.9	4.0	1351	1.87	8.1	2.7

Park, Y.D., 1991

특히 磷酸의 농도가 밭토양의 磷酸 사용 기준인 130 ppm을 훨씬 상회하고 있다는 점은 농경지에 대한 시비기준의 문제에서 뿐만 아니라 環境汚染 側面에서 주목해야할 점이다.

식물이 생육함에 필수적인 원소는 적어도 16종으로 알려지고 있다. 자연 생태계에서는 이들 필수 성분이 식물이 필요로 하는 양과 자연적으로 공급되는 양이 서로 균형을 이루고 있으므로 과부족이 없이 평형을 유지하면서 순환하게 된다. 그러나 농경지의 경우는 우리가 필요로 하는 물질을 수확한 만큼 토양으로 부터 제거되는 것이므로 자연생태계와는 달리 평형이 파괴되는 것으로, 외부에서 부족된 만큼의 성분이 공급되지 않는 한 토양의 肥

沃度를 유지할 수가 없다. 作物재배의 경우 가장 부족되기 쉬운 것은 질소, 인산, 칼리의 3성분으로서 우리가 비료로서 공급하여 토양에 보충하는 성분들이다. 이외에 황, 칼슘, 마그네슘도 비교적 다량으로 요구되는 성분이지만 3요소 만큼 쉽게 부족되는 성분은 아니다. 나머지 6원소는 그 중요성에서 앞서 열거한 多量元素에 못지 않으나 그 요구량이 극히 낮은 微量要素들이다.

과거에는 作物의 재배로 토양의 생산성이 감퇴하면 퇴구비의 사용, 두과 作物의 재배, 혹은 휴간의 방법으로 토양의 비옥도를 유지할 수 있었다. 퇴구비의 사용은 농지에서 얻은 것을 다시 농지로 환원하는 것이며, 두과 作物의 재배는 공기 중의 질소를 식물이 흡수, 이용할 수 있는 형태로 固定하여 이용하려는 것이다. 미량 성분은 식물이 흡수·이용할 수 있는 형태로 토양에 존재하는 양이 미량일 뿐만 아니라 쉽게 有效한 형태로 溶出되는 것이 아니므로, 休閑은 土壤礦物의 风化에 의하여 作物 재배에 필요한 성분들이 충분히 축적되도록 하기 위한 기간으로 잡았던 것이다. 이러한 방법들은 1950년대 까지 이어져 온 토양의 생산성을 꾸준히 유지하는 수단이었으며 이것은 오늘의 화학 비료 위주의 농업에 대비하는 유기농법이었던 것이다. 토양에서 생산된 것을 통지로 다시 환원하는 것이므로 환경에 불리하게 작용하는 물질의 집적이 있을 수 없다.

2. 施肥量의 變化 推移

1950년대 까지만 해도 水稻에 대한 3要素 施肥量은 成分量으로 10kg/10a 정도에 불과했다. 그러나 1960년대 초 우리나라에 화학비료공장이 건설된 이후 화학비료의 사용량이 큰 폭으로 증가되기 시작하였다. 표 16은 '70년대 이후의 연도별 화학비료 소비량을 나타낸 것이다. 화학비료의 소비량은 통일계 품종이 많이 재배되었던 '70년대에 많았으나 그 재배면적이 감소된 '80년대 초에는 일단 감소하였으나 '83년 이후 다시 증가하는 추세를 나타내고 있다.

穀類作物의 경우 보다는 채소, 과수, 초지, 상전에 대한 시비율이 월등하게 높다. 따라서 '85 이후의

비료 소비량 증가는 施設栽培 등 多肥를 하는 재배 면적의 확대에 그 원인이 있다고 여겨진다.

앞에서 언급한 바와 같이 식물 생육에 필요한 성분은 16종이 되지만 우리가 현재 사용하는 화학 비료는 이들 성분을 골고루 함유하고 있는 것이 아니다. 따라서 현행 화학 비료에 의하여 작물을 생산할 경우 어느 성분은 과잉집적이 되는가 하면 어떤 성분은 상대적으로 부족이 되어 양분의 불균형이 나타나게 된다.

표 16. 단위면적당 비료소비량 (성분량)

년도	경지면적 (ha)	경지이용 (%)	ha당 사용량(kg)		
			질소	인산	加里
'71	2,271,307	136.5	112.1	53.2	29.9
'75	2,239,691	140.4	153.2	75.6	53.1
'80	2,195,822	125.3	163.2	70.8	66.8
'85	2,144,415	120.8	168.0	77.8	85.4
'90	2,109,000	113.3	233.4	106.4	118.5

자료 : 비료연감, 1991

화학비료와 함께 堆廐肥 등의 유기질 비료가 사용된다면 이에 의하여 미량원소의 공급이 될 것이다. 그러나 유기질 비료의 사용 비율은 점점 적어지고 있어서 화학 비료의 사용량이 많아질수록 미량 원소가 수량의 제한 인자로 작용할 가능성은 점차 높아지고 있다.

3. 肥料成分의 蓄積과 溶脫

토양에 사용되는 화학 비료의 성분은 식물이 쉽게 흡수할 수 있는 형태이지만, 施用量 전부가 작물에 의하여 흡수·이용되는 것은 아니며, 반드시 손실이 있게 마련이다. 특히 사용량이 과다하거나 사용시기가 적절하지 못할 때 더욱 심하다. 작물에 흡수·이용되지 못하고 손실이 될 때 그 손실의 유형은 토양에 축적, 대기로의 손실, 혹은 根圈 밖으로 이동하는 溶脫 등이다. 식물에 의하여 흡수·이용되는 질소의 형태는 무기태인 암모니아태 혹은 窒酸態이다. 토양 조건에 따라서 암모니아태는 공기 중으로 揮散되기 쉽고, 질산태 질소는 용탈되기 쉬운

형태로서 지하수 오염의 문제가 되는 성분이다. 질산태의 질소는 토양이 환원되면 脫窒作用에 의하여 가스형태로 되어 대기 중으로 손실되기도 한다. 칼리는 토양에 吸着되어 용탈되기 어렵지만 토양의 吸着 限界를 벗어나면 물론 용탈이 된다. 磷酸은 공기 중으로 휘산이 되지 않을 뿐만 아니라, 물에 녹아서 토양에서 용탈되는 성분도 아니다. 따라서 과잉으로 사용된 인산은 쉽게 토양에서 고정되어 축적된다. 그러나 이 고정된 인산도 토양이 침식될 때 미세한 토양 입자와 함께 이동하여 地表水 또는 해양을 오염하는 물질로 작용하게 된다(富營養化作用).

토양이 酸性이면 식물 생육에 불리한 여러 현상이 나타나게 된다. 산성토양에서 인산은 식물이 흡수할 수 없는 형태로 고정되고 비료로 사용된 인산의 이용율이 떨어진다. 토양 檢定에서는 으레히 토양의 pH를 측정하고 有效磷酸의 함량을 측정하여 石灰와 인산의 施用量을 추천하게 된다. 과거의 우리나라 토양은 酸度가 강했을 뿐만 아니라 인산 함량이 극히 낮아 정부에서도 인산의 사용을 적극 권장하였던 것이다.

여기서 몇가지 중요한 사항들을 지적하지 않을 수 없다. 표 14와 15에서 본 바와 같이 논, 밭, 시설원에 토양 구분 없이 인산의 함량이 증가하고 있다는 사실이다. 토양 검정 결과, 유효 인산 함량은 논토양은 100 ppm, 밭토양은 130 ppm 이하일 때 인산을 사용하도록 권장하고 있다. 논토양은 1980년대의 유효 인산 함량이 107 ppm이다. 이것은 1980~1988년 9년간의 평균치이므로 '80년대 말의 수치는 이 보다 높은 것은 당연하다. 밭토양의 경우는 유효인산 함량이 '70년대 중반에 이미 200 ppm에 이르고 있다. 시설 원예 토양의 인산 함량은 '89년에 1351 ppm으로서 무려 사용 기준치의 10배나 된다.

토양 인산의 축적은 어느 수준까지는 바람직한 것이다. 그러나 어느 수준 이상으로 축적이 된다면 그것은 필요없는 비료에 대한 농민의 손실이며, 토양 중 양분의 불균형 및 환경오염의 문제를 유발하게 된다. 교환성 칼리의 함량도 시설 원예 토양의 경우는 물론이고 밭토양의 경우에도 상당 수준까지 올라가 있다. 시설원에 토양의 鹽基飽和度(B.S.)는 '89년에 100%를 초과하고 있어서 鹽類障害가 나타

날 것은 필연적이다.

현재 초지에 대한 질소의 시비 추천량은 28kg/10a이지만, 그 반량을 사용한 경우에도 상당한 깊이까지 질산태 질소가 이동되었다는 연구결과가 보고되고 있다. 즉 Lysimeter를 이용하여 조사한 바에 의하면 목초가 생육하지 않는 裸地의 경우, 溶脫水의 질산태 질소 함량이 초지에서 보다 월등하게 높다는 것이다(윤, 류, 1991). 이와 같은 결과는 사용된 비료의 양이 작물이 필요로 하는 양을 초과할 경우, 殘存 窒素가 收穫 후 토양에서 쉽게 이동하여 지하수 오염 등 환경의 오염물질로 작용할 가능성이 높다는 것을 시사하는 것이다. 우리나라와 비료 사용량이 비슷한 일본의 한 지역에서 조사된 자료에 의하면 90m 깊이 우물의 질산태 질소 농도가 이미 1980년대 초반에 食水基準의 限界値인 10 ppm을 초과하였으며 1988년의 농도는 25 ppm을 초과하였다(Inoue, 1991).

水稻作에서 施肥는 基肥 위주인 바, 移秧 후 降雨가 많을 경우 논으로 부터의 排水되는 물에는 상당한 농도로 비료 성분이 함께 유실될 가능성이 높다. 농업용 관개 용수의 수질은 수계 혹은 지역적 변이가 클 뿐만 아니라, 계절과 天候에 따라서도 수시로 변하는 것으로 관개수 수질을 대표하는 값을 제시하기가 어려운 일이다. 그러나 수도작의 경우 관개수에 의하여 공급되는 양분의 天然供給量을 추정하기 위하여 그 수치는 필요한 것이다.

표 17. 관개용수의 pH, COD, 무기태질소 및 인산 농도

도 별	pH	(mg/l)		
		COD	질소(N)	인산(P)
경 기	7.4	35.5	8.3	0.5
강 원	6.9	23.7	3.8	0.1
충 북	7.0	25.4	5.9	0.2
충 남	7.1	73.0	6.6	0.2
전 북	7.0	53.9	6.2	0.4
전 남	7.6	78.2	3.8	0.1
경 북	7.5	40.7	4.5	0.2
경 남	7.8	25.3	3.0	0.2

표 17은 한 예로서 도별로 관개용수의 수질 평균치를 구해 본 것이다. 관개용수의 질소함량은 경기

도의 것이 8.3mg/l로서 가장 높게 나타나고 있다. 수도재배 기간 중의 總用水量을 1000mm라 하면 관개 용수에 의하여 공급되는 질소의 양은 8.3kg/10a로서 화학 비료로 사용되는 양의 50%에 가까운 값으로서 막대한 양이다.

4. 가축분뇨 문제

축산은 본래 농지에서 생산된 사료로써 가축을 사육하며 분뇨를 포함한 폐기물을 다시 농지로 환원하는 농업생태계의 순환 속에서 성립되는 것이었다. 근래에 축산물에 대한 수요가 급격하게 증가되면서 축산이 확장되었으나 1) 비교적 규모가 큰 축산은 도시 근교에 집중되어 분뇨 기타의 폐기물이 처리될 농지와 떨어져 있으며 2) 가축 관리의 성력화와 생산성의 향상에만 중점을 두고 좁은 면적에서 많은 두수의 가축이 飼育되고 있고, 3) 환경 관계법령 등에 의하여 배설물 및 폐기물에 대한 규제를 받는 경우는 사육 두수에서 볼 때 전체 사육 두수의 30%에 불과하며, 4) 대부분의 양축 농가들은 영세하기 때문에 자체적으로 그리고 자발적으로 배설물 처리 시설을 설치하여 운영하기가 어렵다는 점 등의 문제가 있다. 따라서 상당량의 가축배설물이 유용한 유기물 자원으로 활용되지 못할 뿐만 아니라 환경에 그대로 방출되어 公害문제가 나타나고 있다.

현재 사육되고 있는 가축이 1년 생산해 내는 배설물량은 소 2,321만톤, 돼지 1,051만톤, 닭 338만톤으로서 총 3,700만톤이나 되는 막대한 양이다. 평균적으로 농경지가 가축 배설물을 받아들일 수 있는 수용력을 10a당 5톤이라 하면 75만 ha의 면적을 필요로 한다. 한편 1년간 생산되는 배설물에 함유된 질소, 인산, 칼리의 성분량을 계산해 보면 각각 212천톤, 148천톤, 173천톤이나 된다. 또한 이들의 양을 화학비료의 소비량과 비교해 보면 질소는 화학비료로 소비되는 양의 44%, 인산은 67% 그리고 칼리는 70%나 된다. 물론 가축 배설물에 함유된 이들 성분의 이용율을 그대로 화학비료와 같다고 볼 수는 없겠지만, 막대한 양의 비료 성분을 지니고 있는 자원인 것이다. 뿐만 아니라 화학 비료로서 공급하기 어려운 미량원소를 적절하게 公害 줄 수 있는

효율적인 물질이며, 토양의 유기물 함량을 높여 保水力 증대, 粒團構造 형성, 陽이온置換容量 및 緩衝力 증대 등 토양의 理化學的 성질을 개선해 주는 유용한 자원인 것이다.

VI. 保全農業

농업을 통하여 우리가 필요로 하는 물질을 수확할 때 그와 함께 토양으로부터 식물 양분이 제거되는 것이므로 그대로는 토양 비옥도를 유지하기 어려운 것이다. 과거에는 休閑, 作物의 輪作, 豆科作物의 재배, 堆廐肥의 사용에 의한 양분 공급으로 토지의 생산성을 지속적으로 유지하였던 것이다. 그러나 오늘날 우리의 농업은 비료, 농약 등 화학 물질을 손쉽게 그리고 값싸게 구입할 수 있게 됨으로써 집약적인 토지 이용으로 물질 생산성을 극대화시키는 데에만 치중한 생산체제로 변모한 것이다. 화학 비료 및 농약으로 농업생산에 불리한 환경을 극복한다해도 무제한 극복할 수 있는 것이 아니며, 어떤 한계에 이르러 새로운 문제점을 낳게 된다. 작물에 의한 양분 收穫이 天然供給力의 한계를 벗어날 때 비료를 사용한다 해도 그것은 식물이 필요로 하는 성분을 고루 공급하는 것이 아니라 일부 성분만이 공급되는 것이며, 반면 어떤 성분은 과도하게 투입되어 토양에 집적하게 된다. 누적된 양분의 불균형은 토양의 생산성을 지속적으로 유지하기 어렵게 하고 과잉의 성분은 토양에 남아서 토양 生態系에 불리한 영향을 줄 뿐만 아니라, 大氣로 이동하거나 또는 流去·溶脫되어 地表水나 地下水로 이동하여 汚染物質로 작용하게 된다. 한편 토지 이용을 위한 빈번한 耕耘은 귀중한 表土의 流失로 水分과 養分의 저장·보유 기능을 약화시킬 뿐만 아니라 오염물질의 分解·濾過 등의 自然淨化能力을 감퇴시키는 원인이 된다. 따라서 토지 생산성의 극대화를 위한 오늘의 농업 생산 체계는 점차적으로 투자의 효율을 저하시키고 토양의 생산성을 감퇴시킬 뿐만 아니라 불리한 환경 극복의 차원을 넘어 농업의 환경 保全의 기능을 약화시켜 환경에 불리한 방향으로 작용할 가능성이 높다.

이러한 시각에서 토지 생산성의 지속적인 유지 및 향상, 자원의 보전·관리, 환경에 미치는 영향

까지를 고려한 새로운 농업 생산 체계로서의 Sustainable Agriculture 즉 保全農業에 많은 관심이 쏠리고 있다.

미국의 하원 의원 George Brown이 1982년 Sustainable Agriculture System에 관한 청문회를 개최한 이후 Sustainable Agriculture(SA)이라는 용어가 새롭게 유행되기 시작하였다(Agronomy News 1989). 미국은 제2차 대전 종료후 40년간 작물의 생산성이나 노동력의 효율면에서 매년 기록 갱신을 하여 세계의 부러움을 살만큼 농업 발전을 이룩할 수 있었다. 이 기간동안 미국의 농업은 화학비료와 농약에 크게 의존하는 농업이 되었을 뿐만 아니라 고도로 기계화 되었던 것이다. 그러나 오늘의 미국 농민들은 토양 비옥도의 저하, 環境汚染, 소득의 감소, 식품의 안전성이라는 새로운 문제에 봉착한 것이다. 따라서 현행의 농업생산체계(Conventional Agriculture)가 환경문제 뿐만 아니라 경제적 그리고 사회적으로 나타나는 문제를 고려할 때 농업이 버티어 나가도록(Sustainable) 새로운 방식의 농업(Alternative Agriculture)으로의 전환을 모색한다는 것은 당연한 귀결인 것이다. SA라는 용어가 많은 사람들의 관심을 끈 만큼 이에 대한 정의도 다양하게 나타나고 있다. 이에 관한 논란으로 많은 용어들이 同意語 혹은 對替語로서 쓰이고 있는 바 그들의 일부를 예시하면 다음과 같다(Parr et al. 1990).

- * Low-input Sustainable Agriculture(LISA) - (자재)저투입 보전농업
- * Alternative Agriculture - 대체농업
- * Organic Farming - 유기농법
- * Regenerative Farming - 재생농법
- * Best Management Practices - 최적관리농법

미국 Iowa 주립대학에 1987년 설립된 Lepold Center for Sustainable Agriculture는 保全農業의 연구와 그의 보급을 위하여 최초로 설립된 연구소이며, 이 분야에서는 주 정부의 예산지원을 받는 연구소로서 가장 큰 것이다(Keeney 1990). Iowa 주는 집약적인 토지 이용 방식에 의한 농업 생산 활동의 결과로 오늘날 토양의 침식, 토양 생산성의 감퇴 및 지하수 오염 등의 어려움을 겪고 있는 바 이러한 문제를 해결하기 위한 것이 이 연구소가 서게 된 배경이다. 이 연구소 설립의 근거가 된 "Iowa 주 지하수 보호

법”은 SA를 “Iowa 주 토양의 높은 생산성과 우수성을 보전하면서 경제적 및 사회적 생존력을 지탱할 수 있는 농업 자재의 투입으로 작물과 가축의 체계를 적절하게 활용하는 생산 활동”이라고 정의하고 있다.

1991년 4월에는 화란의 Den Bosch에서 FAO와 Netherlands 정부의 공동주관으로 保全農業에 관한 국제회의가 개최되었다. 여기에는 124개국, 17개 국제기고, 23개 NGO의 대표 및 25명의 전문가들이 참가하여 Sustainable Agriculture and Rural Development(SARD)에 대한 Den Bosch 선언을 하고 행동계획안을 발표한 바 있다(FAO/NETHERLANDS 1991). 이제 SA는 새로운 유행어로 되었을 뿐만 아니라 국제적으로도 비상한 관심을 갖는 용어가 된 것이다. FAO가 내린 SARD에 관한 정의는 토지와 물의 보전, 식물과 동물의 遺傳資源 保存, 환경보호, 경제적인 수익성 및 사회적 수용성이 보장되는 개발이어야함을 강조하고 있다.

1982년 미국 하원에서의 SA에 관한 청문회 이후 일부 소비자들은 有機農業과 동의어로 해석하려 한 예가 있었다. 그러나 SA는 유기농업과 동의어가 아니며 原始農業으로의 후퇴도 아니다. 또한 농업이 생산성 혹은 경제적 수익성을 희생시키는 농업 생산 체계를 의미하는 것도 아니다. 미국과학원의 농업분과위원회가 1989년 작성한 SA에 관한 보고서는 환경에 영향을 주는 현 농업 체계의 문제점을 지적하는 한편 비료와 농약을 현재의 사용 수준 보다 감량한다 해도 현재 수량의 유지, 수질개선 및 토양보전이 가능하다는 결론을 내리고 있다(Agronomy News 1989). 미국의 경우 1985 농업법(Farm Bill)에 의하여 탄생한 USDA LISA Program은 의회 및 정부의 제도적인 지원으로 수행되고 있는 사업이며 또한 “Sustainable Agriculture Research and Education Act”라는 법의 제정으로 保全農業에 관한 연구가 더욱 활발하게 진행되고 있는 실정이다. 앞서 소개한 Lepold Center for Sustainable Agriculture는 이러한 연구를 수행하는 연구기관의 한 예이다(Parr, et al., 1990).

우리나라에서는 농업 관계 연구기관이나 학계에서 구체적으로 SA 문제에 관하여 공식적으로 논의 혹은 토론된 바가 아직 없다. 따라서 우리나라 현

실에 부합되는 SA의 개념을 어떻게 정립할 것인가 하는 것이 문제이다. 그러나 요컨대 SA는 農業生産資源을 보전하고 환경을 보호하면서 과거 토양비옥도 유지 증진의 방법과 현대 농업기술을 접목시켜 이룩하려는 새로운 농업체계라 할 수 있다.

VII. 요약과 결론

현재 우리나라는 UR 협상 문제가 어떻게 타결된 것인가에 많은 관심이 쏠리고 있다. 특히 농촌의 농민, 농업 관계 당국과 학계는 UR 농산물 교역의 자유화 확대에 대응하기 위한 진로 모색에 부심하고 있다. 농산물 교역의 자유화가 확대될 때에 우리나라 농산물의 품질과 안정성 그리고 국제 경쟁력이 중요한 문제로 부각될 것인 바 이것은 직·간접으로 保全農業과도 밀접하게 연관되어 있다.

화학 비료와 농약이 없었을 때와는 비교할 수 없을 정도로 과거 30년간 지속적으로 높은 생산성을 유지해 왔으며, 현재에도 매우 높은 수량을 얻고 있다. 그러나 앞으로는 현재와 같이 높은 생산성을 유지할 수 없을 것이라는 증후가 여러 가지면에서 나타나고 있다. 뿐만 아니라 비료와 농약 등 화학물질의 다량 시용에 의한 농업 생산 활동이 환경 및 생태계에 주는 영향도 매우 부정적이다. 따라서 어떻게 하면 환경 및 생태계를 보전하면서 부존자원을 효율적으로 이용하여 농산물을 지속적으로 생산할 것인가 하는 길을 모색하는 것은 매우 중요한 과제인 것이다.

현재의 토지 이용 방식, 농업의 형태, 환경과의 관계 등을 감안할 때, 保全農業이 지향해야 할 주요 내용은 토양 보전, 경제적 수익성의 극대화, 농업 자재(비료, 농약 등) 이용효율의 극대화, 토양에서의 오염물질의 용탈 극소화, 식물 양분의 적절한 공급에 의한 토양 비옥도 유지, 농작업에 생물학적 원리의 활용 등이다.

이를 위하여 토양비옥도에 대한 새로운 기준에서의 평가가 매우 중요하다고 여겨진다. 과거 30년간 화학비료에 비중을 둔 작물 생산으로 인하여 토양의 성질이 크게 변화되어 있다. 따라서 비옥도가 매우 낮았던 시기의 토양의 성질을 오늘의 시비 기준으로 적용할 수 없는 것이므로, 당연히 N-P-K 3요소의

적정 시비율이 새롭게 책정되어야 한다.

현재 생산·공급되고 있는 複合肥料의 成分比에 대한 검토와 성분비의 조정이 이루어져야 한다. 작물의 양분 요구에 맞추어 과부족 없이 적절하게 용해·공급되는 비료의 개발이 요구된다. 이것은 비료의 효율과 이용율의 증대로 농가의 경제적 손실을 줄일 뿐만 아니라 과잉 성분에 의한 환경 오염을 줄이게 된다.

토양비옥도 유지를 화학비료에 의존한 결과 양분간의 불균형 특히 미량 요소 결핍의 가능성이 높고 堆肥 등 유기물 사용량의 감소로 토양 유기물 함량이 낮아져 토양의 이화학적 성질이 악화되고 있다. 축산 배설물 등 활용 가능한 유기물 자원이 상당량 생산되고 있으나 농지로 환원되지 못하고 유용한 자원이 오히려 環境汚染물질로 문제가 되고 있다. 축산배설물의 토양환원을 위한 기술 개발과 제도적인 개선이 이루어져야 할 것이다.

기후적 특성과 지형적 특성으로 볼 때 우리나라의 토양은 쉽게 침식되기 쉽다는 취약성을 가지고 있다. 耕耘은 농작업에 불가피한 것이지만 한편으로는 토양의 侵蝕을 조장한다. 토양이 침식될 때에는 토양의 淨化能力 및 생산성을 지배하는 귀중한 表土가 유실되는 것이므로 이를 극소화하는 土壤保全은 토양 자원의 지속적인 활용 및 보전이라는 면에서 매우 중요한 의의가 있다.

작물 수량에 가장 큰 영향을 주는 화학 비료는 질소질 비료이다. 과거 土壤檢定에서는 토양의 질소함량측정을 별로 중요시 하지 않았다. 토양에 사용된 질소질 비료는 揮散 혹은 脫窒作用에 의하여 공기 중으로 손실되거나 질산태 질소로서 용탈되기 쉽다. 대기 중으로 손실된 질소화합물은 오존층을 파괴하는 가스 혹은 지구 온난화의 원인이 되는 溫室가스로 작용하고 질산태 질소로 용탈되었을 때에는 지하수를 오염시키는 물질로서 작용한다. 토양에 존재하는 무기태 질소를 검정하여 질소질 비료를 사용하는 기준으로 삼는 것이 매우 중요하다고 여겨진다. 작물에 따라서 상이하겠지만 어느 시기의 질소 함량을 측정할 것인가를 결정하는 것도 연구할 과제이다.

참 고 문 헌

1. Hildebrand, Peter E., 1990, Agronomy's role in sustainable agriculture: Integrated Farming systems. *J. of Production Agriculture*, 3(3): 285-288.
2. Keeney, Dennis, 1990, Sustainable agriculture: Definition and Concepts. *J. of Production Agriculture*, 3(3): 281-284.
3. Park, Y.D., 1991, The present situation of using nitrogen fertilizer and its effects on uplant crops in Korea. In "International seminar on increasing nitrogen efficiency in uplant crop production". June 23-30, 1991. RDA-FFTC.
4. Parr, J.F., R.L Papendick, I.G. Younggberg, and R. E. Meyer, 1990, Sustainable Agriculture in the United States. In C.A. Edwards, R. La, P. Madden, R.H. Miller and G. House(editors), *Sustainable Agriculture Systems. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa*.
5. 국립환경연구원, 1981~1983, 전국 주요하천 기초조사연구.
6. 국립환경연구원, 1984, 주요 공단지역 수질환경조사연구.
7. 김복영 외 6, 1982, 한국 논토양 및 玄米 중 중금속의 천연부존량에 관한 연구. *농시연보*, 24: 51-57.
8. 농업토목시험연구소, 1989, '89 농업용수 水質汚染 조사보고서.
9. 농촌진흥청, 1989, 농토배양10개년사업종합보고서.
10. 농촌진흥청 농업기술연구소, 1989, 시험연구보고서(화학부편).
11. 류순호, 이춘영, 1980, 아연광산 지역의 담토양과 玄米 중의 카드 및 아연함량. *학술원 논문집 자연과학편*, 19: 255-256.
12. 류순호, 박무언, 노희명, 1983, 아연광산 인근담의 토양 중 중금속함량과 玄米 중 함량과의 관계. *한국환경농학회지*, 2(1): 18-23.
13. 류홍일 외 6, 1988, 우리나라 논토양 및 玄米 중 중금속 자연함유량에 관한 연구. 국립환경

연구원

14. 이민효, 임수길, 김복영, 1986, 토양중 비소의 행동과 수도의 비소흡수에 의한 피해생리, 생태에 관한 연구(I) 토양중 비소의 형태와 현미 중 비소함량과의 관계. 한국환경농학회지, 5(I): 35-42.
15. 한국비료공업협회, 1991, 비료연감.
16. 환경청, 1987, 전국오염하천 정화를 위한 조사 연구보고서.
17. 환경처, 1988, 환경보전.
18. 환경처, 1989, 環境汚染. 통계연보.