

(47) 有明海沿岸クリーク地帯に位置する 農地ブロックからの重金属負荷

濱田 康治^{1*}・吉永 育生²・人見 忠良¹・三浦 麻¹・高木 強治¹

¹(独)農業・食品産業技術総合研究機構 農村工学研究所 (〒305-8609 茨城県つくば市観音台2-1-6)

²(独)農業・食品産業技術総合研究機構 九州沖縄農業研究センター (〒861-1192 熊本県合志市須屋2421)

* E-mail: hamada34@affrc.go.jp

有明海湾奥部沿岸に広がる低平なクリーク地帯に位置する農地ブロックからの重金属(Zn・As・Cd・Pb)負荷を求めた。観測期間中、数回の降雨流出が観測されたほか、一部の水田では代かき・田植えがあった。灌漑期の晴天時・降雨時ならびに代かき期・田植え期における排出負荷量を比較した結果、代かき・降雨流出によるZn・As・Cd・Pbの排出負荷の増加が確認された。特に、降雨時の排出負荷は湛水期における通常の晴天時に比較して、対象とした4つの物質で10倍以上と高い値を示した。田植えによる排出負荷の増加はなかった。小排水路内の重金属濃度は観測期間中を通じて環境基準等を満たしていた。

Key Words : heavy metal, rainfall runoff, paddling, rice-transplanting, creek

1. はじめに

重金属は、生物にとって生命維持に必要なものも多いが、過剰な濃度での存在は生物に重大な生理機能障害から致死までの様々な影響を及ぼすとして注目されている¹⁾²⁾。重金属が食物連鎖を通して生物濃縮されることがわかっているため³⁾、有害性をもつ重金属が作物に過剰に蓄積されることは農業において重要な問題である。特に農地土壌や農業用水に高濃度の重金属が含有される場合は注意が必要である。

農業用水に関しては、貯留性の高い水域の水を農業用水として反復利用(循環灌漑)する際に注意が必要である。農地が重金属の負荷源である場合、反復利用することで農業用水中に重金属が過剰に蓄積される可能性が考えられる。そのため、農地からの重金属排出負荷の実態解明が必要であるが、報告例が見受けられない。

有明海湾奥部沿岸のクリーク内の水は、周辺河川から取水されてクリーク上流端から供給されている。周辺農地はクリークの水を灌漑用水として利用して、排水をクリークに排出する。つまり、下流側にある農地では上流側の農地排水が混入した水を灌漑用水として利用していることになる。このように、クリーク地帯では水を反復利用しているため、クリーク内の重金属濃度や、周辺

農地からの重金属の排出負荷を把握する重要性は高い。

水田や畑からの排出のメカニズムが複雑なため、排出負荷を調査するには、個々の水田・畑を対象とした調査よりも、水田・畑が混在している農地ブロックを対象とした調査が有効である。

本研究では、有明海湾奥部周辺のクリーク地帯に位置する農地ブロック内部を流れる小排水路を対象として、平成18年6月15日～7月13日に実施した現地観測の結果を基に、クリーク内の重金属濃度ならびに、クリーク地帯に位置する低平農地からの重金属(亜鉛・ヒ素・カドミウム・鉛)の排出負荷特性を検討・評価する。

2. 対象フィールドおよび測定した重金属

(1) 農地ブロック

対象農地ブロックは、有明海北東のクリーク地帯(福岡県柳川市; 33°08'N, 130°26'E)に位置しており、クリークは筑後川・矢部川を水源としている(図-1)。対象農地ブロックはクリークの最末端(有明海への排水口)から約8km上流のクリーク地帯中流域に位置する。よって河川水に加え、上流に位置する農地からの排水による影響を受けたクリークの水を灌漑水として使用している。また、

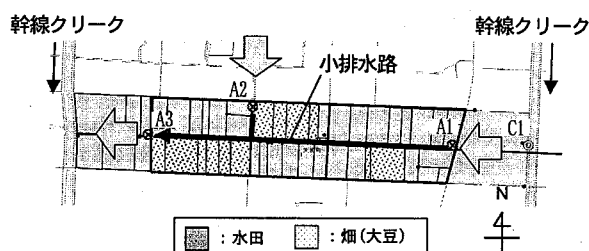


図-1 対象ブロックの位置と対象ブロックの概要

A2地点の上流側には住宅地があり、A2地点からの流入水には生活雑排水が混入している。

農地ブロックは東西に長い矩形で、ブロック内部を小排水路が流れている。対象農地ブロックからの表面排水と暗渠排水は全てこの小排水路に排水される。小排水路には北側と東側に2箇所の上流端があり、ゲートによりクリークと小排水路が隔たっている。小排水路における水の流れが単純であるため水収支を把握しやすい。北側と東側のゲートは常に閉じている状態であったが、ときより漏水や越流による流入が観察された。排水路の西側端が下流端であるが、そこにゲートはなく、小排水路が直接クリークと繋がっている。対象とした小排水路への水の流入は、水路の上流端のA1地点・A2地点と、農地からの排水が主である。一部、周辺道路からの表面排水が混入することがあるが農地からの排水量に比較して無視できる程度であった(観測値では2%前後)。

対象農地ブロックの面積は11.2ha (170m×660m)であり、平成18年度は7.6haが水田に、残りの3.6haが大豆畑に利用されていた(転作率32%; 図-1)。大豆畑は水田からの転作畑であるため周囲には畦を有している。水田のうち6.2haには夢つくしが、1.4haにはヒヨクモチが栽培されていた。ヒヨクモチが栽培されていた約1.4haの水田で、観測期間中に代かき(6月16日～18日)・田植え(6月19日～24日)があった。残りの水田では夢つくしが栽培されていたが、観測開始時には既に田植えが終了していた。

(2) 重金属

本研究で対象とした重金属は、亜鉛(Zn)・ヒ素(As)・カドミウム(Cd)・鉛(Pb)の4種類である。これらは、水質汚濁にかかる環境基準や農業用水基準などで対象とされている重金属である。

これらの物質は環境基準として注目されているだけではなく、例えば、Cdはクロロフィルの生合成を阻害することが示されており⁹⁾、植物の成長に及ぼす影響が懸念される。また、硝酸還元酵素は植物の窒素同化に重要な役割を果たすが⁹⁾、Pbにより電子受容体となる代謝産物の供給が阻害されることにより硝酸還元酵素阻害が生じるとされている⁹⁾。更に、調査対象とした福岡県南部

では、地下水中のAs濃度が高いと報告されているため⁷⁾、地表水でも注意が必要である。

3. 観測および分析方法

(1) 現地観測

流量観測と採水は平成18年6月15日～7月13日(28日間)に実施した。排水路の上流端2カ所(A1・A2)と下流端1カ所(A3)の3地点にて流量観測・採水した。同時に、対象農地ブロックへの灌漑水を取水している東側クリーク(C1)にて採水した。降雨のない通常時(以降、通常晴天時)は6時間毎(0・6・12・18時)に観測・採水した。降雨があったときは1時間毎の観測・採水とした。

A1・A2・A3地点には三角堰を設置して流量を観測した。それぞれの地点の選定理由は、A1地点は東側からの流入の上流端で最も三角堰を設置しやすかったこと、A2地点は北側排水路からの最上流端であったこと、A3地点は西側を南北に流れる幹線クリークからのバックウォーターの影響がない地点で三角堰を設置可能な最下流点であったことである。

流量観測は三角堰による測定を基本としたが、増水などで流量が三角堰の適応範囲を超えた場合は、三角堰上流近傍の流況が比較的安定した場所での断面形状と流速測定により流量を算出した。流速は二次元電磁流速計(Kenek Corp., VP2000)で、水深は自動水位計(STS Corp., MC1100W)で測定した。

(2) 物質濃度測定

採取したサンプルは冷蔵状態で輸送したのち、実験室にて濃度測定に供した。

Zn・As・Cd・Pb濃度を誘導結合プラズマ質量分析装置(ICP-MS; Parkin Elmer Inc., ELAN DRC-II)にて分析した。ICP-MS分析の前処理として、サンプルにマイクロウェーブ前処理装置(Milestone General K.K., ETHOS TC)を用いて簡易操作プログラムNo.B0031 (Milestone General K.K.)に従い加圧式酸分解を施した。

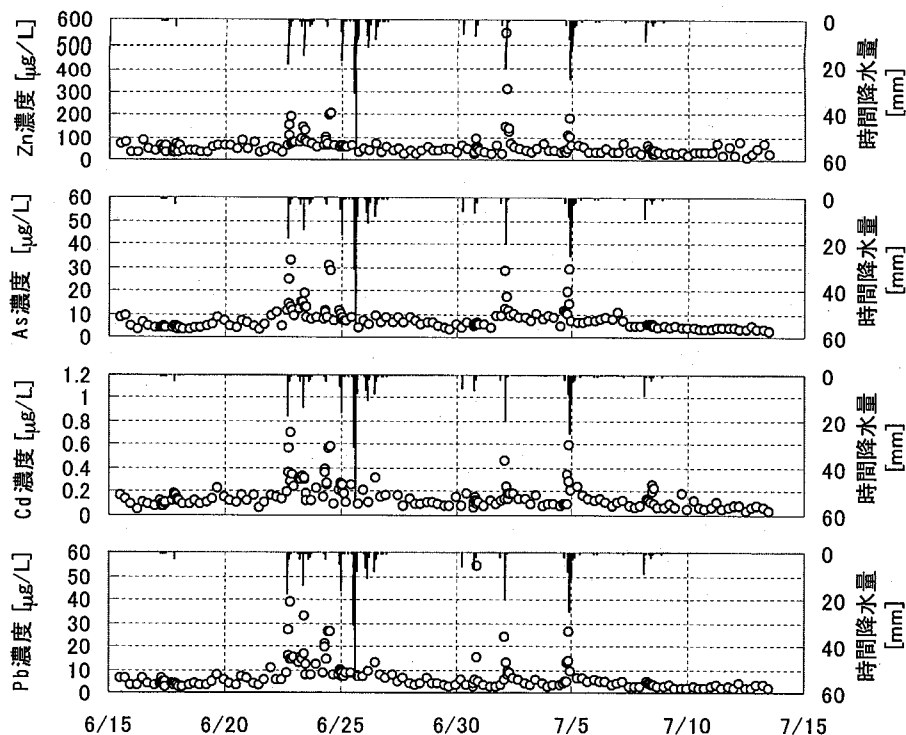


図-2 対象農地ブロック小排水路下流端(A3地点)での重金属濃度の経過変化

(3) 農地排水量ならびに排出負荷の算出方法

地排水量は、排水路上流端(A1・A2)と下流端(A3)で計測した通過流量から次式に従い算出した。

$$Q_{DS} = Q_{A3} - Q_{A2} - Q_{A1} \quad (1)$$

ここで、 Q_{DS} ：農地排水量[m³/d]、 Q_{As} ：A*地点での通過流量[m³/d]。

農地ブロックからの排出負荷は、排水路上流端と下流端の通過負荷量(通過流量×物質濃度)の差として求めた。

$$L = (Q_{A3} \cdot C_{A3} - Q_{A2} \cdot C_{A2} - Q_{A1} \cdot C_{A1}) / \text{Area} \quad (2)$$

ここで、 L ：単位農地面積あたりの排出負荷[mg/m²/d]、 C_{A*} ：A*地点での重金属濃度[μg/L](=[mg/m³])、 Area ：対象とした小排水路へ排水している農地の面積(112,000[m²])である。

4. 結果および考察

(1) 小排水路内での重金属濃度の変化

図-2に小排水路下流端における重金属濃度の推移を示す。Zn・As・Cd・Pbともに降雨に伴う濃度の急激な上昇が確認された。表-1に小排水路下流端における重金属濃度をまとめる。

降雨時に各重金属濃度の急激な上昇が観測されることがあった。この濃度上昇は降雨量の大小によらず発生していた。農地からの降雨流出は、降雨量や降雨強度以外

表-1 A3地点での重金属濃度のまとめ (単位：μg/L)

	Zn	As	Cd	Pb
平均	58.1	7.4	0.17	6.9
最大	539.1	32.4	1.83	54.4
最小	10.3	2.2	0.03	1.2

にも、例えば水田であれば田面水深と表面排水口の堰高の関係など、畑であれば先行晴天日数など、多岐にわたる因子の影響を受けていると考えられる。さらに、6月25日に観測された降雨流出のように、非常に大きな降雨が観測されたときであっても、重金属濃度がほとんど上昇しないことがあった。この原因は現時点では確定できていないが、農地内での降雨による希釈や土壌の流出状況、ファーストフラッシュなどに起因すると推察される。

Cdは農業用水基準には設定されていないが、水質汚濁にかかる環境基準に定められている0.01mg/L以下という基準値よりも常に1オーダー低い値であった。また、Cdは降雨時を除き定量下限値付近の濃度であった。Pbは農業用水基準には設定されていないが、水質汚濁にかかる環境基準に0.01mg/L以下と定められている。通常晴天時においては基準値を満たしていたが、降雨時において基準値を超えていた。しかしながら、水質汚濁にかかる環境基準の基準値は瞬間値に対してではなく年間平均

値に対して定められているため、観測期間の平均値で考えると、 $2.7\mu\text{g/L}$ と基準値を満たしていた。 $\text{Zn}\cdot\text{As}$ は農業用水基準でそれぞれ 0.5mg/L 以下・ 0.05mg/L 以下と定められている。 As は降雨に伴う濃度上昇時であっても基準を満たしていたが、 Zn は基準値を超える値が観測された。 Zn が基準値を超えたのは、観測期間中に1回と回数自体は少なく低頻度であった。農業用水基準は、水質汚濁にかかる環境基準のように基準値の適用対象が明記されていない。しかしながら、晴天時は基準値を十分に下回っていること、降雨時であってもその大半は基準値を満たしていることから、 Zn に関しても大きな問題とはならないと言える。

対象農地周辺のクリークは河川から取水しているため、河川の水質に最も近いと考えられる。河川水を対象とした調査で、 Zn : $4.5\sim 13\mu\text{g/L}$ 、 As : $0.1\sim 0.9\mu\text{g/L}$ 、 Cd : $0.06\sim 2.3\mu\text{g/L}$ 、 Pb : $0.21\sim 6.3\mu\text{g/L}$ との報告がある⁹⁾。クリーク水中の $\text{Zn}\cdot\text{As}$ 濃度は河川水に比較して高い値であり、 $\text{Cd}\cdot\text{Pb}$ 濃度は河川水と同程度の値で推移していた。また、代かき・田植えなどの営農による影響や降雨による影響で、一時的に重金属濃度が高くなることもあるが、環境基準を大きく上回る程の影響はなく、これらの排水が下流側で灌漑用水として使用されても問題ない。

対象農地ブロックがある福岡県柳川市は下水道普及率が9.3%と低く⁹⁾、家庭排水がクリークに流入する。対象農地ブロックの上流にも住宅地があるため生活雑排水の影響を強く受けている可能性がある。例えば、都市部を流れる河川に下水処理水が流入する水域の Zn 濃度が環境基準値を上回ることがあるとの報告がある¹⁰⁾。しかしながら、対象農地ブロックを流れる小排水路では、上流に位置する住宅からの家庭排水が混入しているもの、基準値を上回る重金属濃度は検出されていない。

(2) 農地からの重金属排出負荷

前項に示したとおり、降雨時に小排水路末端における重金属濃度の上昇が観察された。この濃度上昇は、対象

ブロック内にある農地からの農地排水のみによる影響だけではなく、A1・A2地点からの流入水の重金属濃度にも影響を受ける。そこで、(3)式に従い小排水路上流端と下流端での通過負荷の差から差引排出負荷を求めた。差引排出負荷を農地からの負荷として農地からの排出負荷を求めた。

図-3に、調査期間を通常晴天時・降雨時・代かき期・田植え期の4期間に分けて、期間毎観測された瞬間値の平均排水量と平均排出負荷、および各最大・最小値を示す。ここで、通常晴天時の値は代かき期・田植え期の値を除外して評価した。また、排水量は、(1)式により算出した Q_{DS} をAreaで除した後、単位を mm とした値である。ここで、6月25日と7月5日に観測された降雨時のデータは、小排水路内の流量が増加しすぎてしまい精度のある流量観測ができなかったため、対象外としている。

図-3に示したように、観測された排水量・排出負荷ともにばらつきが大きかった。これは前述と同様に、例えば降雨であれば先行晴天時間や田面水深などの、代かき・田植え時には人間的な管理方法の違いなど多岐にわたる因子の影響をうける。ここでは、従来から一般的な整理法である平均値を用いて各期間毎の大まかな特徴を把握することとする。

今回の調査において観測された各期間の平均排水量は、通常晴天時に比較して、降雨時: 4.4倍、代かき期: 1.7倍、田植え期: 0.9倍であった。

降雨時の排水量は通常晴天時に比較して増加率が顕著であった。これに伴い重金属の排出負荷も増大して Zn : 13.2倍、 As : 10.2倍、 Cd : 16.7倍、 Pb : 16.1倍となっており、対象とした全ての重金属において10倍以上という高い値を示した。ここで、降雨による影響は降雨特性により異なると考えられるため上述の値が普遍的な値ではないため注意が必要であるが、本研究の結果から降雨による影響が非常に非常に大きいことを確認した。代かき期には通常晴天時に比較して Zn : 1.8倍、 As : 1.3倍、

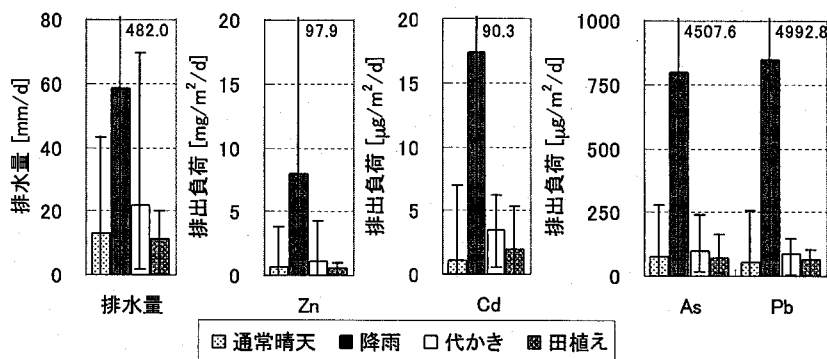


図-3 通常晴天時・降雨時・代かき期・田植え期における排出負荷の比較

Cd: 3.3倍, Pb: 1.6倍と、降雨の影響と比較して小さかった。また、田植え期は通常晴天時に比較してZn: 0.8倍, As: 0.9倍, Cd: 1.9倍, Pb: 1.2倍程度と、Cd以外は通常晴天時と同程度の排出負荷であった。Cdに関しては、既述の通り定量下限値近辺の値であったため、他の重金属類よりも高い倍率となっている可能性もある。

これらの結果から、農地からの重金属負荷は代かき・田植えなどの営農活動よりも、降雨による影響が卓越して大きいことがわかった。

(3) 農地排水の重金属濃度

排出負荷を排水量で除して求めた農地排水中の平均濃度は、晴天時でZn: 45.6 μ g/L, As: 5.9 μ g/L, Cd: 0.08 μ g/L, Pb: 4.0 μ g/L, 降雨時でZn: 135.4 μ g/L, As: 13.6 μ g/L, Cd: 0.30 μ g/L, Pb: 14.5 μ g/Lであった。降雨時は通常晴天時の平均濃度に比較してZn: 3.0倍, As: 2.3倍, Cd: 3.8倍, Pb: 3.6倍と高い濃度であった。

対象農地ブロックの灌漑用水は、対象農地ブロックの東側を流れるクリークからポンプにて取水している。灌漑用水を取水しているクリーク内の通常晴天時の平均濃度はZn: 34.2 μ g/L, As: 3.7 μ g/L, Cd: 0.07 μ g/L, Pb: 3.2 μ g/Lであった。これらを、上述の通常晴天時の農地排水中の平均濃度と比較すると、農地を経ることにより濃度が上昇していた。

このように、農地に灌漑された水が水田・畑が混在する農地を経ることにより重金属濃度が上昇するため、クリークのような農地灌漑に循環利用される水域では、重金属濃度に十分な注意が必要である。

観測中に採取した降雨中に含まれていた重金属の平均濃度はZn: 53.8 μ g/L, As: 0.2 μ g/L, Cd: 0.06 μ g/L, Pb: 0.5 μ g/Lと、前項に示した降雨時の排水中濃度に比較して低い値を示した。降雨にともなう農地排水中の重金属濃度の上昇は降雨に含有される重金属によるものではなく、降雨に伴い農地から流出する重金属の影響が大きいと判断される。しかしながら、今回の調査では降雨時に農地のどこから重金属が排出されるかは突き止めることが出来なかった。

降雨時と同様に、代かき期・田植え期における農地排水中の平均濃度を算出すると、Zn・As・Pbは代かき期間・田植え期間ともに通常晴天時と同程度の濃度となった。Cdに関しては、通常晴天時・代かき期・田植え期間ともに定量下限値付近の値であった。

5. まとめ

有明海湾奥部沿岸に広がる低平地を流れるクリークに

おける重金属濃度の変動と、クリーク地帯にある農地ブロックからの亜鉛・ヒ素・カドミウム・鉛の流出特性を検討・把握した。

その結果、灌漑期における通常晴天時に比較して、代かき・降雨流出による亜鉛・ヒ素・カドミウム・鉛の排出負荷の増加が確認された。特に降雨に伴う排出負荷の増加が顕著であり、通常晴天時に比較して対象とした全ての重金属類で10倍以上と非常に高い値となった。田植えによる排出負荷の増加は確認されなかった。

現在の水利用では、環境基準を上回るような危険な状態でないが、今後、水不足などにより、貯留性の高い水域の水を灌漑用水として高度に循環利用する場合、重金属濃度の過剰な上昇に注意を払う必要がある。

今回の観測により、有明海沿岸のクリーク地帯に位置する農地ブロックにおいて、降雨や代かき、田植えが農地からの排出負荷に及ぼす影響を定量的に評価することができた。しかしながら、観測期間が短いこと、また、1カ所の農地ブロックのみの観測結果であることから、これらの精度や普遍性を高めるためにデータの蓄積が必要である。

謝辞：本研究課題に関する一連の研究では、文部科学省科学技術振興調整費「有明海生物生息環境の俯瞰型再生と実証試験」より研究調査費を補助して頂きました。また、調査に際しては、九州農政局農村計画部資源課、九州農政局北部九州土地改良調査管理事務所、柳川市役所産業経済部水路課、三橋町土地改良区合同協議会などの各関係者にご協力を賜りました。ここに謝意を表します。

参考文献

- 1) 田中俊逸：環境と汚染(発生源)、環境の化学分析。日本分析化学会北海道支部編、三共出版、pp.9-27, 1998.
- 2) 有蘭幸司：水環境中に存在する重金属(微量元素)の毒性。水環境学会誌, Vol.22, pp.341-345, 1999.
- 3) 寒川喜三郎、日色和夫：最新の底質分析と化学動態。技法堂出版、p.233, 1996.
- 4) Buczek J.: The nitrogen reductase and nitrite reductase activities in cucumber seedlings as affected by divalent cations. *Acta. Physiol. Plant.*, Vol.3, pp.221-232, 1980.
- 5) Kleinhofs, A., R.L. Warner and K.R. Narayanan: Current progress towards an understanding of the genetics and molecular biology of nitrate reductase in higher plants. *Oxford Surveys of Plant Molecular and Cell Biology*, Vol.2, pp.91-121, 1985.
- 6) Hemalatha, S. and K. Francis: Lead inhibition of paddy leaf nitrate reductase. *Journal of environmental biology*, Vol.21, No.4, pp.355-357, 2000.
- 7) 近藤紘之：福岡県南地域地下水のヒ素汚染の概況。水環境

学会誌, Vol.20, No.7, pp.438-442, 1997.

- 8) 海老瀬潜一, 尾池宜佳, 福島勝英: 高頻度調査による淀川本支川の溶存態重金属流出特性の統計解析. 環境科学会誌, Vol.17, No.1, pp.49-59, 2004.

- 9) 福岡県流域下水道事務所ホームページより:

<http://www4.et.tiki.ne.jp/~cross51>.

- 10) 新矢将尚, 大島詔, 張野宏也, 森義明: 大阪市内水域における亜鉛の分布およびその微量分析法の検討. 用水と廃水, Vol.47, No.6, pp.515-521, 2005.

(2007.5.25 受付)

Heavy Metal Runoff from a Low Farm Block on the Coastal Creek Area of Ariake Bay in Japan

Koji HAMADA¹, Ikuo YOSHINAGA², Tadayoshi HITOMI¹,
Asa MIURA¹ and Kyoji TAKAKI¹

¹ National Institute for Rural Engineering, 2-1-6 Kan'nondai, Tsukuba Science City, Ibaraki 305-8609

² National Agricultural Research Center for Kyushu Okinawa Region, 2421 Suya, Koshi City, Kumamoto, 861-1192

Runoff of heavy metals from farmland was examined based on field measurements conducted between June 15 and July 13, 2006. The study field is located in a lowland area where irrigation water was contaminated with water drained from upstream farmlands (recycling of water in irrigation). The area of the farmland is 11.2 ha, of which 6.0 ha and 4.5 ha have been used for rice and soybeans, respectively. The concentrations of heavy metals met the environmental standards, even though the values fluctuated owing to rainfall and farming activities. An increase in the runoff of heavy metals was observed during rainfall events and the paddling period, and in particular, the measured heavy metal runoff caused by rainfall was more than 10 times higher than in periods when there was no rain.