

令和2年度 博士論文

客土水田の浸透型が稲体の  
銅およびカドミウム吸収に及ぼす影響

岩手大学大学院  
連合農学研究科  
地域環境創生学専攻

樋川佳士

## 目次

第1章 緒論	1
1節 研究の背景	2
2節 研究の目的	3
第2章 供試試料および方法	4
1節 供試試料	5
2節 実験装置	6
3節 実験計画	8
4節 生育調査	10
5節 収量調査	12
6節 稲体の重金属濃度測定	12
第3章 結果及び考察	13
1節 測定環境	14
2節 生育調査	26
3節 収量調査	28
4節 稲体の重金属濃度	31
第4章 総括	35
謝辞	41
引用文献	42

# 第 1 章 緒論

## 1 節 研究の背景

日本において公害の原点として、明治時代に発生した足尾銅山の鉍毒事件<sup>1)</sup>がある。この鉍害は、銅（以後、Cu と記す）による渡良瀬川流域の水田の被害をもたらし、水質改善や客土などの対策が行われている。その後、富山県の神通川流域でカドミウム汚染によるイタイタイ病の発生が確認された。この公害を契機に、1970 年に「農用地の土壤汚染防止等に関する法律(土壤汚染対策法)」が制定され、Cu、カドミウム（以後、Cd と記す）及びヒ素が有害物質として指定された<sup>2)</sup>。

望月ら<sup>3)</sup>は、青森県の旧天間林村の坪川流域で水田の Cu 汚染による生育収量への影響を報告している。この報告では、鉍山からの排水を農業用水として利用し、この水に含まれる銅の鉍滓が水田に蓄積し、稲の生育に大きな被害をもたらしたことを明らかにしている。青森県はりんごの栽培で一大産地である。りんごの栽培には Cu が含まれた農薬を用いている。この代表としてボルドー液がある。ボルドー液は硫酸銅と生石灰を混合して作られる<sup>4)</sup>。この薬剤を長年使い続けられれば Cu が土壌に徐々に蓄積される<sup>5)</sup>。Cu 過剰は、土中の鉄吸収を抑制する拮抗作用があり、生育収量に影響することが知られている<sup>6)</sup>。また、茅野・北岸<sup>7)</sup>は、銅過剰は栄養成長期から生育への影響が著しくなり、その結果穂数が減少し、穂わら比が低下することなどの結果を報告している。2018 年からは国の減反政策廃止<sup>8)</sup>がなされたことにより、りんご園を栽培が容易な水田へ転作することも考えられる。こうしたりんご園を水田に転作した場合や長い間の農薬散布の飛散がなされたりんご園周囲の水田では Cu 被害が懸念される。

現在日本での重金属汚染水田対策は、客土法、ファイトレメディエーションと呼ばれる生物学的手法、塩酸等で洗浄する化学的方法、常時湛水栽培法<sup>9)</sup>などが実施されている。

農地の土壤汚染は、Cu 単独の汚染だけではなく、Cd やヒ素との複合汚染という環境の農地も存在する<sup>2)</sup>。Cd と Cu の溶解特性は類似している<sup>10)</sup>。酸化状態の場合は溶解度が高く、還元環境において溶解度が低い。ゆえに、客土がなされても土壌の酸化還元環境の違いにより、植物への Cd 吸収量が異なる現象が発生する可能性が指摘されている<sup>11-13)</sup>。実際、水稻根は 50cm まで到達するので、これまでの客土厚の 20~40cm では汚染土からの吸収が懸念される<sup>11)</sup>。石川県梯川流域の水田では、Cd 及び Cu の複合汚染地が発生し客土対策を実施している<sup>14)</sup>。

土層の酸化還元環境は、Sasaki et al.<sup>15)</sup> 及び Paul et al.<sup>16)</sup> により、大型模型を用い開放浸透層では層内への大気疎通により土層が酸化層となるが、閉鎖浸透層では還元層となることが明らかにされている。さらに、Cd 汚染土に対し、客土を想定した成層水田模型において、玄米中の Cd 濃度の増減現象の解明に、開放浸透と閉鎖浸透という浸透型の相違が影響することが統計的に示されている。具体的には、玄米中の Cd 濃度が、客土を持っていても下層の Cd 汚染土が開放浸透の場合には、同層が閉鎖浸透の場合よりも玄米中濃度が高くなることを明らかにしている。また、Fan et al.<sup>17)</sup>は、Sasaki et al.<sup>15)</sup> と同じ装置を用い、同じ土層構成で下層の汚染土が Cu に変わった実験を行っている。これまで Cu は移動性が低く、玄米中の Cu 濃度に有意差がないと考えられていたが、浸透型の相違が Cu の吸収に影響を及ぼすことを解明している。すなわち、開放浸透層を持つ成層水田の玄米中 Cu 濃度が全層閉鎖浸透層の成層水田模型に比べ高い値となることを見出している。しかし、これらの研究は、汚染物質が単独で複合汚染の解明はなされていない。このような浸透型と Cd 及び Cu 複合汚染の吸収特性の解明は現実の複合汚染土農地の存在を考えるならば重要と推察される。

本研究では、Sasaki et al.<sup>15)</sup>と同様に、客土法と常時湛水栽培法を用いた成層水田を作製し、浸透型をコントロールして実験を行った。この想定は、現実の下層に開放浸透層を持つ乾田と全層閉鎖浸透層となる湿田に対応し、このような環境下で Cu と Cd の複合汚染土を用い、生育収量及び植物体への Cu 及び Cd の吸収を調査することとした。

## 1-2 実験の目的

本研究では、Cu と Cd の複合汚染水田を想定し、客土を持つ成層水田模型を作製し、下層の浸透型を開放浸透と閉鎖浸透に変えて生育収量及び稲体での Cu 及び Cd 濃度の実態を明らかにすることを第一の目的とした。

Cu 及び Cd の複合汚染土は、Cd 濃度は一定（約 2mg/kg）とし、Cu 濃度を農用地の土壤汚染防止法の基準値 125mg/kg 以上となる場合の影響を中心に、生育収量や稲体の Cd と Cu の吸収への影響を解明することを第二の目的とした。具体的な実験は、下層土の Cu 濃度を 100mg/kg、250mg/kg、500mg/kg 及び 750mg/kg に変えて、常時湛水条件下で水稻を栽培した。このことにより、浸透型の影響と Cu 濃度の高まりが生育収量や共存する Cd 濃度への影響が明らかとなることが期待される。

## 第 2 章 供試試料及び方法

## 1 節 供試試料

## 1-1 供試土壌

供試土壌は、2017 年度、2018 年度および 2019 年度の 3 か年とも同じ水田作土から採取した。

表 2-1 に採土場所、表 2-2 に供試土壌の基本的な理化学性を示す。

試料採取場所は、Cd 汚染地として対策が実施されている水田であるが、採土地が明らかになることによる風評被害を防ぐため、B 県としている。

土壌の Cu 濃度（表層土）は、0.1M HCl 抽出した日本の農耕地の非汚染土の値が 1.65mg/kg、Cd 濃度が 0.176mg/kg となっている<sup>18)</sup>。

表 2-1 試料採取場所

<b>Cd汚染土</b>	B県から採取したカドミウム汚染された沖積土（作土）
<b>非汚染土</b>	弘前大学農学生命科学部附属金木農場より採取した沖積土（作土）
<b>礫</b>	粒径2mm～4.75mmの礫

表 2-2 供試土壌の理化学性

供試土のCu濃度	土性	Cu (mg/kg)	Cd (mg/kg)	T-C (%)	T-N (%)	C/N	OM (%)	土粒子密度 (g/cm <sup>3</sup> )
100mg/kg	CL	94.5	1.64	2.6	0.2	13.4	4.5	2.59
250mg/kg	CL	239.7	1.63	3.1	0.2	15.0	5.3	2.59
500mg/kg	CL	457.6	1.96	3.5	0.3	12.8	5.9	2.59
750mg/kg	CL	788.3	1.80	3.2	0.2	16.0	5.5	2.59
非汚染土	CL	5.2	0.13	2.4	0.2	12.3	4.1	2.58

ただし、表中の Cu 及び Cd 濃度は実験前の値である。

## 1-2 供試土壌の Cu 濃度の制御

Cu 汚染土壌を作るには、B 県のカドミウム汚染土に銅水溶液を混ぜて製作した。作製方法の概要を以下に示す。

使用するのは塩化銅(II)二水和物(CuCl<sub>2</sub>・2H<sub>2</sub>O)という青緑色の粉末で、この分子量は「63.6+(35.5×2)+{2×(1×2+16)}」の 170.6 である。よって CuCl<sub>2</sub>・2H<sub>2</sub>O が 170.6g 存在したとき Cu は 63.6 g 存在することになる。200ppm の溶液 100ml なら Cu は 20mg (0.02g) 必要となる。仮に、200ppm の Cu 水溶液を 100ml 準備する場合、塩化銅(II)二水和物を下記に記した計算式より必要量 (x) 求めると、 $X=0.02 \times (170.6/63.6) = 0.0536g$  と求められ、塩化銅(II)二水和物は 1000ml あたり 0.536g 必要になる。

しかし、実際の土を用いた予備試験で溶解性の Cu 濃度は全量の 1/3 倍になることが分かった。このことより、1kg 当たりの土に、 $0.536g \times 3 = 1.608g$  を混合し、200mg/kg の濃度の土壌となる。

同様に、Cu 濃度 100mg/kg の土は、0.804g/kg の混合液となる。粉末なので、100ml の蒸留水にこの粉末を溶解して、乾土 1kg に混合した。同様に、500mg/kg の時は、 $0.804g \times 5$ 、750mg/kg の時は 7.5 倍した 6.03g の粉末を混合し供試土を作製した。具体的には、70cm 径のタライに約 1kg の土（乾土で）を入れ、所定の Cu 粉末を混合した 100ml の水溶液を 10 倍ほどに薄めて、土に混

合することにより、均一吸着をさせるようにした。均一吸着を想定し、混合土は1日ビニール袋で保管後、試験に供した。なお、実験後のCu及びCd濃度はほぼ均一となった。

## 2 節 実験装置

### 2-1 装置概略

成層水田模型は、図2-1に示すような縦50cm、横30cm、高さ70cmの鉄箱（耐腐食コーティング済み、以下、鉄箱と呼ぶ）を用いた。この鉄箱の中に成層水田モデルを作製した。鉄箱の正面には温度センサー、酸化還元電位測定電極及び圧力水頭測定のフィルターを設置した。浸透型の制御は、すき床層の不透水層、地下水位の制御及び鉄箱側壁のゴム栓の開閉で実施した。具体的には、開放浸透層は、すき床層の不透水層の作製、地下水位を低位とし、かつ下層の鉄箱側壁のゴム栓を開放とし、閉鎖浸透層は、地下水位をすき床層下端まで上昇させかつ、鉄箱側壁のすべてのゴム栓をした。また、地下水位は開放浸透型模型の成層水田模型では地表面から常時55.0cmとし、閉鎖浸透型模型では、地表面から常時20.0cmになるように設置した。圧力水頭分布は、圧力水頭測定フィルターと圧力水頭板に設置したガラス管を接続し測定した。給水は、学内の地下水を用い、排水は自動越流となるようにした。

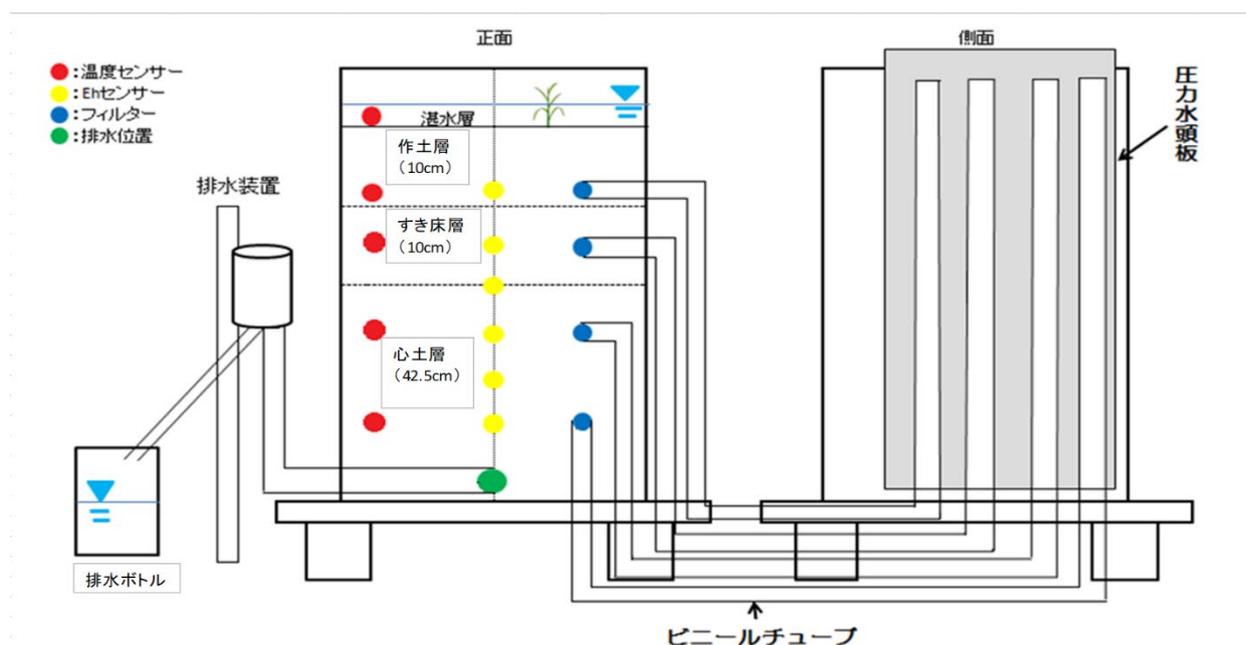


図 2-1 試験装置概略

実験装置は、風雨や鳥獣被害、バッタ等の害虫の影響を受けないようにするために農地工学研究室附属のビニールハウス内に設置した。

### 2-2 栽培環境測定装置

実験では、以下の各装置を用い栽培環境を調査した。各測定装置の概要を以下に示す。

#### 1) 酸化還元電位(Eh)<sup>19)</sup>

本実験では、各模型の各層に ORP 複合電極（UC-702E 型、セントラル科学(株)社製）を使用した。

測定は電極の内部液注入口を約 10 分開放状態とした後に、携帯用デジタル pH/ORP メーター（セントラル科学社製）を用いて行った。2017 年度の途中からは ADL12 データロガー（オーム社（株）製）を用いた。

## 2) 圧力水頭

写真 2-1 に示すようなゴム栓付きフィルター（ガラス粉末を焼成）を用いた。



写真 2-1 圧力水頭測定用フィルター

圧力水頭測定用フィルターは、限界負圧を測定後試験に用いた。限界負圧の測定には、図 2-2 に示すような装置を用いた。

限界負圧は、佐々木ら<sup>20)</sup>の方法を適用し、圧力水頭測定用フィルターに対し吸引圧（ $L_a$ 、 $L_b$  と増大させていく）を作用させ、フィルターに空気が発生した圧（ $L$ ）を限界負圧とした。この試験では、0~-35cm までのフィルターは透水性が良い、-35cm 以下は透水性が悪いとして、-35cm 以下のフィルターは実験には使用しなかった。フィルターとビニールチューブの飽和には注射器を用いた。圧力水頭は、このフィルターとビニールホースを利用したマンオメーターで測定した。

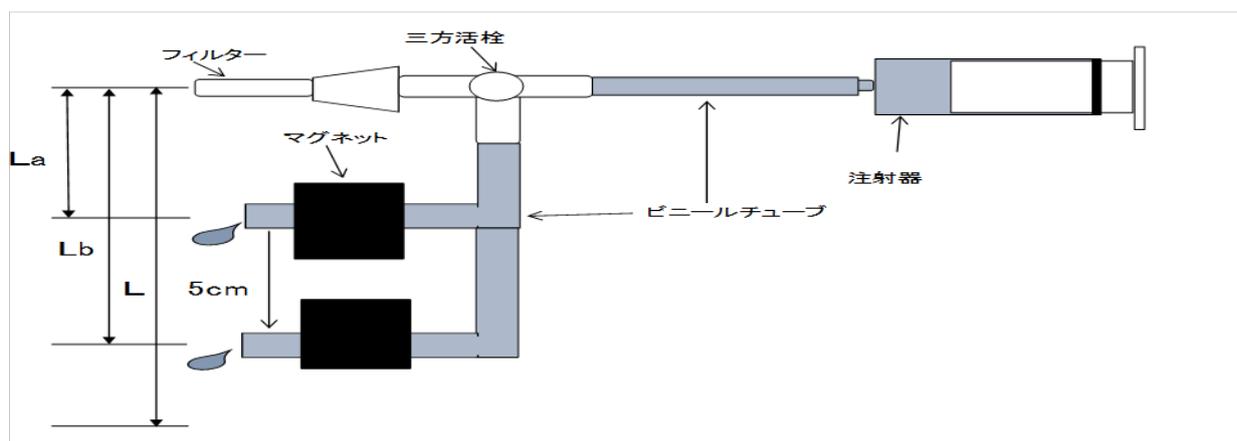


図 2-2 限界負圧試験装置

## 3) 気温、水温及び地温

ハウス内の気温と模型の水温、地温を測定する為に、各成層水田模型に 5 本ずつ温度センサーを設置した。センサーには RTH-1010 標準温度センサー（TPE 樹脂）および RTH-1110 広範囲温度センサー（テフロン樹脂）を使用した。レコーダーには THERMO RECORDER（TR-71Ui 型

(テイアンドデイ社製)、TR-71U 型 (テイアンドデイ社製)、TR-71wf 型 (テイアンドデイ社製) 及び (RT-11 型、エスペックミック(株)社製)) を使用した。また、測定は 10 分間隔に設定した。

#### 4) 減水深及び蒸発散量

日減水深測定では、水位測定にはノギスを用いた。蒸発散量は約 20cm 径の真鍮製の容器を用い、変動水量を水深に換算した。

#### 5) 排水装置

排水装置は、図 2-3 に示すように、模型の地表面から 60cm にフィルターを設置し、支柱の自動越流の筒に接続し行った。水位の調整は、筒の位置を上下させて行った。また、排水タンクの水は、ほぼ 1 週間毎に採取し水質分析用とした。

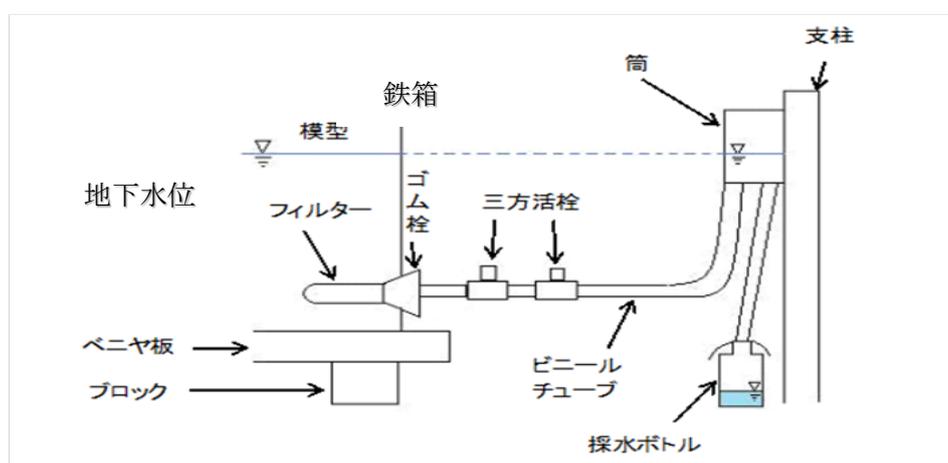


図 2-3 排水装置 (鉄箱側面図)

### 3 節 実験計画

#### 3-1 実験計画

成層水田の土層は図 2-4 に示すように 3 層構成とした。具体的な層名は、作土層 (代掻き状、非汚染土)、すき床上層 (不透水層、非汚染土)、すき床下層 (汚染土)、心土上層 (汚染土) 及び心土下層 (礫) とした。各模型は、同一土層構成条件で、すき床下層及び心土層の浸透型を開放浸透と閉鎖浸透と切り替え、浸透型の相違の生育収量などへの影響を比較検討できるようにした。

成層水田模型は、図 2-4 に示すように模型①と模型②は Cu 濃度が 100mg/kg、模型③と模型④は Cu 濃度が 250mg/kg、模型⑤と模型⑥は Cu 濃度が 500mg/kg、模型⑦と模型⑧は Cu 濃度が 750mg/kg とした。以後この論文では、この模型名および層名を用いて説明していく。

模型名		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
Cu濃度(mg/kg)		100		250		500		750	
層名	層厚								
作土層(土)	10cm	●	●	●	●	●	●	●	●
すき床上層(土)	2.5cm	●	●	●	●	●	●	●	●
すき床下層(土)	7.5cm	○	●	○	●	○	●	○	●
心土上層(土)	7.5cm	○	●	○	●	○	●	○	●
心土下層(礫)	35cm	○	●	○	●	○	●	○	●

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透

図 2-4 成層水田模型の土層構成と浸透型

成層水田模型は、表 2-3 に示すように各層の乾燥密度となるように作製した。充填密度は、3 か年ともほぼ同じとした。各層の使用土量（湿土量）は、含水比を測定し、計画乾燥密度となるようにした。

表 2-3 成層水田模型の各層の乾燥密度

鉄箱面積(cm <sup>2</sup> )		30×50=1500	
		厚さ	乾燥密度
		(cm)	(g/cm <sup>3</sup> )
	湛水層	7.5	
作土層	代掻き層	10	1.04
すき床上層	不透水層	2.5	1.23
すき床下層	汚染土層	7.5	0.89
心土上層	汚染土層	7.5	0.89
心土下層	礫層	22.5	1.40

### 3-2 成層水田模型の作製

#### 1) 供試土の準備

供試土の準備は以下の手順とした。

- ①供試土の雑草及び砂利などのごみを除去後、土の含水比を測定し、各模型に必要な土量を求める。
- ②汚染土及び非汚染土は、加水し泥状とした後、均一になるように攪拌した。この時に、汚染土に Cu 溶液を混合した。この土を、10cm 径の団子状としハウス内で 7 日ほど乾燥（写真 2-2）させた。
- ③土の乾燥後、団子状の土塊を木鍬やゴム鍬などで粉碎し粒径 4.75mm のふるいにかけて、すき床層下層および心土層上層の供試土とした。

#### 2) 充填方法

供試土は、鉄箱の下層から順に計画条件になるように作製した。

- ①充填は、ゴム栓（径約 10cm、写真 2-3）を付けた付き棒を用い、模型ごとに設定した高さまで礫及び土を充填した。
- ②非汚染土を用いすき床上層（不透水層（2.5cm））を充填した。不透水層の含水比（塑性限界以下の値）は、付き棒で十分に突き固め、この層上に湛水し、減水深を測定しその値が 10mm/day 以下の不透水層となること確認する試験後に、作土層（肥料混合済み）を充填した。



写真 2-2 土塊の乾燥



写真 2-3 各層の突き固め

## 4 節 生育調査

### 4-1 品種及び施肥

水稻の品種は青森県の奨励品種である「つがるロマン」を用いた。移植苗は、2017 年度では草丈（12.0-18.0cm）、葉齢（4.8-5.5 葉）、2018 年度では草丈（13.0-17.0cm）、葉齢（約 5.0 葉）、2019 年度では草丈（13.0-17.0cm）、葉齢（約 5.0 葉）とし、各鉄箱模型に 15 本移植した。栽培に用いた肥料は表 2-4 に示すものを全層施肥とし、追肥は実施しなかった。いもち病などの防除は適宜行った。なお、供試水には弘前大学内の井戸水を用いた。

表 2-4 施肥条件

肥料名	施肥量(g/箱)
粒状過リン酸石灰 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ コーペケミカル17%	9.76
硫酸カリウム $\text{K}_2\text{SO}_4$ 三井物産 50.5%	3.96
硫酸アンモニウム $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 三井物産 21%	9.52

## 4-2 生育調査

調査は「岩手県農業研究センター 水稻の調査基準」<sup>21)</sup>に準じて行った。生育調査は田植え開始日後から1週間に1度行った。出穂数は出穂後毎日測定し、8月中旬以降は1週間に1度行った。測定項目は下記の通りである。

なお、草丈、分けつ茎及び葉齢の測定方法は図 2-5 に示した。

(測定項目)

- ①草丈：地表面から最長葉の先端までの長さを測定
- ②茎数：主稈を含めた総茎数を一株ずつ数えて測定を行った。なお、展開葉第二葉が出ているものを1つの茎と測定
- ③葉齢：八等分法、完全展開葉の枚数を整数で表し、伸長中の葉の長さが完全展開葉を8等分した何割に当たるかを目測し、その数値を小数点以下1位まで測定
- ④SPAD：SPAD は、chlorophyll meter (ミノルタ社 (株) 製) を用い、最上位葉の1つ前の葉を3回測定し、平均値を採用
- ⑤出穂数：出穂の数を記録し、茎数に対して5割の出穂が認められた日
- ⑥葉色変化：最長稈の完全展開した1つ前の葉を対象として葉の全長と黄色変化している長さを測定した。調査期間は出穂が落ち着いた8月下旬から稲刈りの直前まで。葉色変化率は(黄色変化長/全長)×100(%)と定義



図 2-5 草丈、葉齢、分けつ茎の調査方法<sup>21)</sup>

根量調査は、稲刈り後に層別に採取した各土試料及び礫について、それに含まれる根量を水洗し、炉乾重(70°Cで1週間乾燥後)を調査した。

## 5 節 収量調査

収量は「岩手県農業研究センター 水稻の調査基準」<sup>2)</sup>に準じて行った。  
 稲刈り後、恒温室で乾燥させた後調査した。  
 測定項目は以下のとおりである。

(調査項目)

- ① 稈長：地上部から最稈長の穂首までの長さ
- ② 穂長：最稈長の穂首から穂先までの長さ
- ③ 穂数：遅れ穂と被害穂を含まない穂数
- ④ 遅れ穂：出穂期以降に出穂した穂数。または最稈長に対して稈長が 50%以下で、粒の 80%以上が不稈粒の穂、完全粒が 50%以下の穂の数
- ⑤ 被害穂：粒の大部分が不稈粒になった穂数
- ⑥ 全重：刈りとった地上部の重さ
- ⑦ 1 株全穂重 (水分 15%換算後)：1 株あたりの穂の重さ
- ⑧ 平均 1 穂重：1 株全穂重/穂数
- ⑨ 1 株全粗粒数：不稈粒を含む全粒数
- ⑩ 平均 1 穂粒数：1 株全粗粒数/穂数
- ⑪ 粗粒重：全粗粒数の重さ
- ⑫ 稈実粒数：不稈実を含まない粒数
- ⑬ 不稈粒数：外観上、子房の肥大が認められない粒数
- ⑭ 稈実歩合： $\{ \text{稈実粒数} / (\text{稈実粒数} + \text{不稈実粒数}) \} \times 100$
- ⑮ 粗玄米数：屑米を含む総玄米数
- ⑯ 粗玄米重 (水分 15%換算後)：屑米を含む総玄米重
- ⑰ 精玄米数：粒厚 1.8mm 以上の精玄米数
- ⑱ 精玄米重 (水分 15%換算後)：屑米を除いた総玄米重
- ⑲ 屑米重：粒厚 1.8mm 未満の玄米の重さ
- ⑳ 玄米千粒重 (水分 15%換算後)：精玄米 500 粒重 3 回測定から算出。または精米重/精玄米数より千粒あたりの重量を算出
- ㉑ 玄米水分：70℃の乾燥機で 24 時間乾燥させ、玄米の含水比を算出
- ㉒ 総藁重：70℃の乾燥機で 1 週間乾燥させた後の重さ

## 6 節 稲体の重金属濃度測定

根・茎・玄米の Cu 及び Cd 濃度分析は、土壌等の分析を専門としている会社 ((株) 秋田県分析化学センター) に依頼し行った。

データの統計分析は Microsoft Excel のデータ分析ツールを使用し、一元配置分散分析法 (危険度 10%) 及び Tukey-Kramer 法 (危険率 5%) で行った。

## 第 3 章 実験結果及び考察

## 1 節 測定環境

### 1-1 酸化還元電位 (Eh)

Eh は地表面から 5cm、15cm、20cm、27.5cm、37.5cm、47.5cm の深さで測定した。Eh の測定結果を図 3-1～3-8 に示す。

酸化還元電位を測定した理由は、模型が設定した当初計画した通りの酸化還元環境とその程度はどのくらいかを調査するためである。Eh の値が+300mV 以上で酸化状態、+300mV 未満で還元状態と定義されている<sup>19)</sup>。また、Cu 及び Cd の稲の吸収は、酸化状態ならば溶解度が高く、還元状態では低くなり、その結果として根による吸収が酸化還元状態で大きく影響を受けることが知られている<sup>10)</sup>。具体的には、下層に開放浸透層を持つ模型（模型①、③、⑤、⑦）では層内が酸化状態となり、Cd と Cu の両成分が吸収されるが、同層が閉鎖浸透層となる模型（模型②、④、⑥、⑧）では、同層が還元層となり、根からの両成分の吸収が抑制されると推測される。また、Cd は、出穂前後 3 週間の間での水稻の根の活動が活発になり、Cd の吸収が最も増加するので、この期間の湛水栽培が対処療法として農水省に推奨されている<sup>22)</sup>。同様の傾向は Cu についても考えられる。

#### 1) 模型①、③、⑤及び⑦

図 3-1、3-3、3-5 及び 3-7 より、4 模型の測定期間の Eh の値は、作土層で 0mV 以下となった。Cd の吸収の可能性が高い出穂 3 週間前後では、-100mV となった。すき床下層から心土下層までは、300~650mV となった。いずれの模型でも同層は酸化層と判断された。変動発生の一因は、土層内のガスの発生や土粒子と電極との接触状況の変動によると考えられるが、詳細の解明は今後の課題である。

以上の結果よりいずれの模型でも作土層は還元層、すき床下層から心土下層までは酸化層と判断された。

#### 2) 模型②、④、⑥及び⑧

図 3-2、3-4、3-6 及び 3-8 より、4 模型の測定期間の Eh の値は、作土層では 0mV 以下となった。4 模型とも実験開始時はやや高い値でその後低下する傾向となった。ただし、模型⑧の作土の値は、観測期間中全体的に高い値 0~100mV となった。すき床下層から心土下層の Eh の値は、観測開始から徐々に値が低下し、-200mV 前後となった。Cd を吸収しやすい出穂前後は、-100mV 以下の傾向となった。

以上の結果より、全層閉鎖浸透模型では全層還元となることが判明した。

各模型の Eh の値より、模型①、③、⑤及び⑦では、稲への下層の汚染土からの Cd 及び Cu の吸収量が、模型②、④、⑥及び⑧より多くなることが推測される。

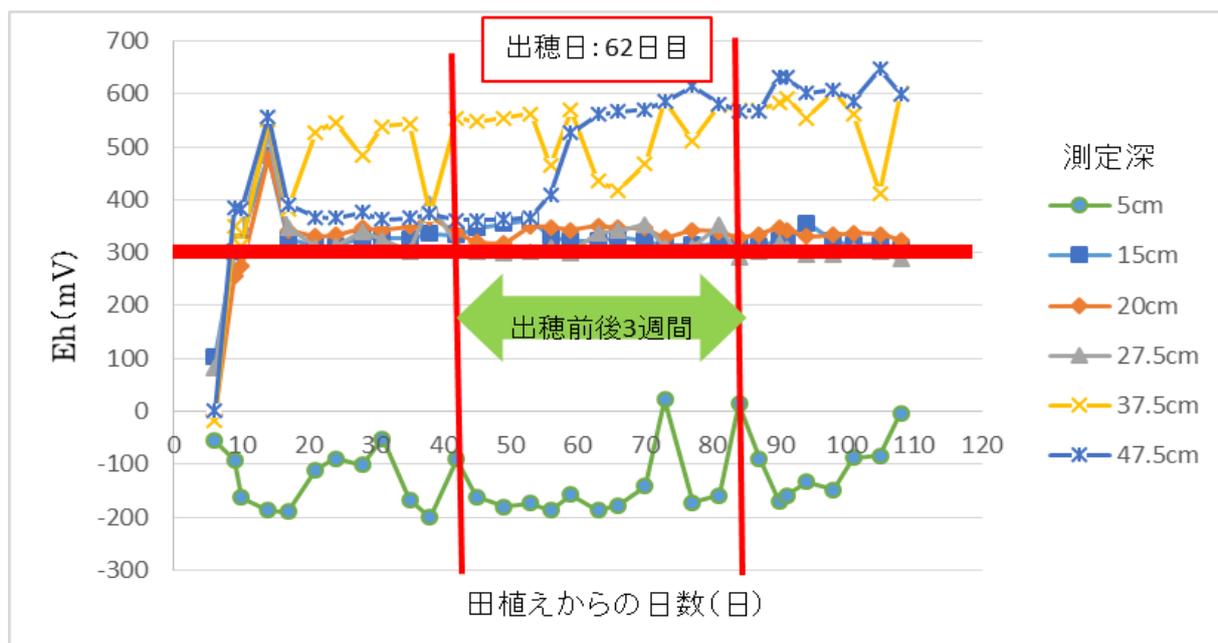


図 3-1 模型①の Eh の経時変化

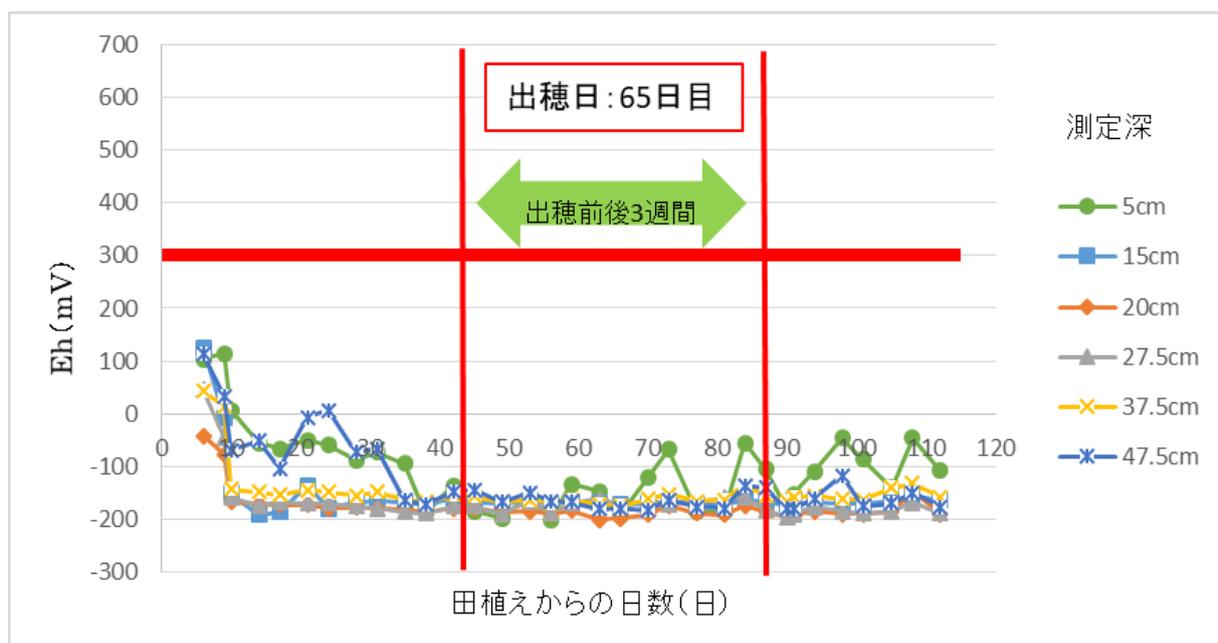


図 3-2 模型②の Eh の経時変化

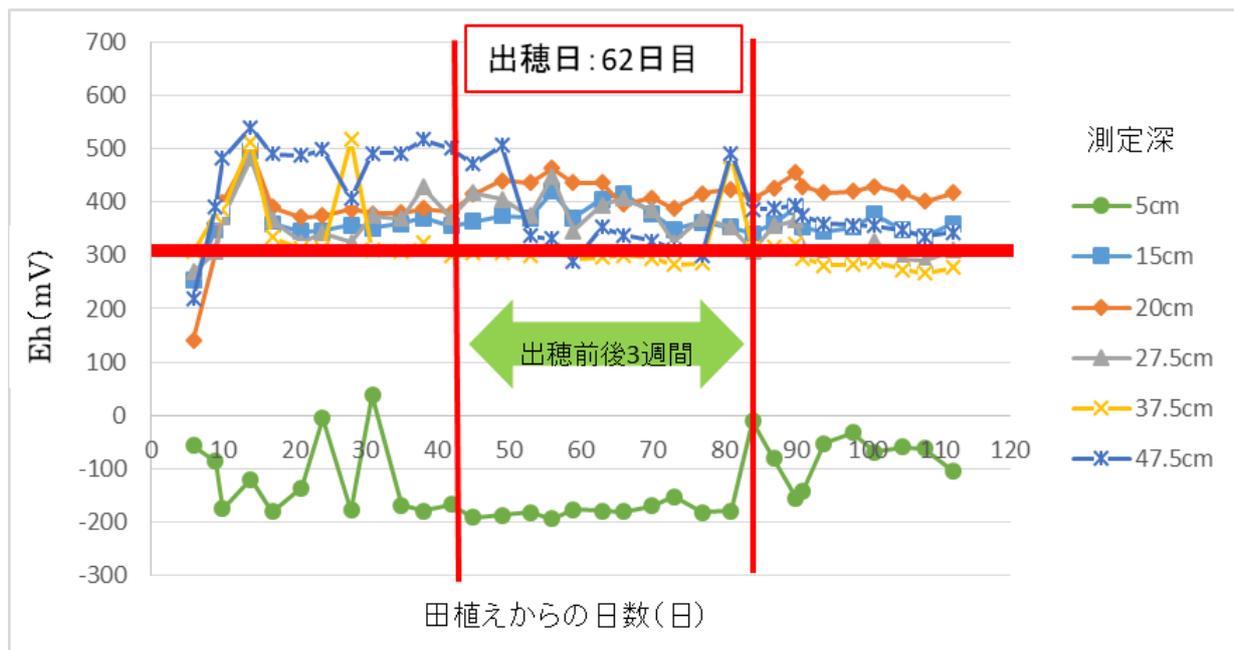


図 3-3 模型③の Eh の経時変化

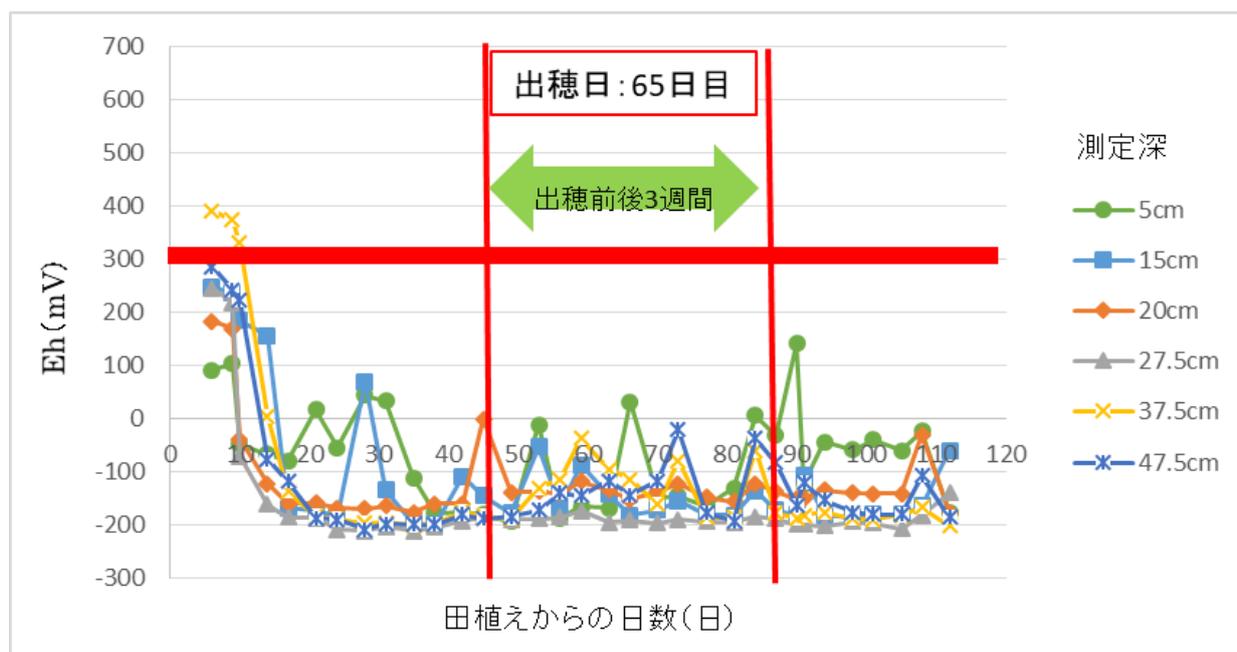


図 3-4 模型④の Eh の経時変化

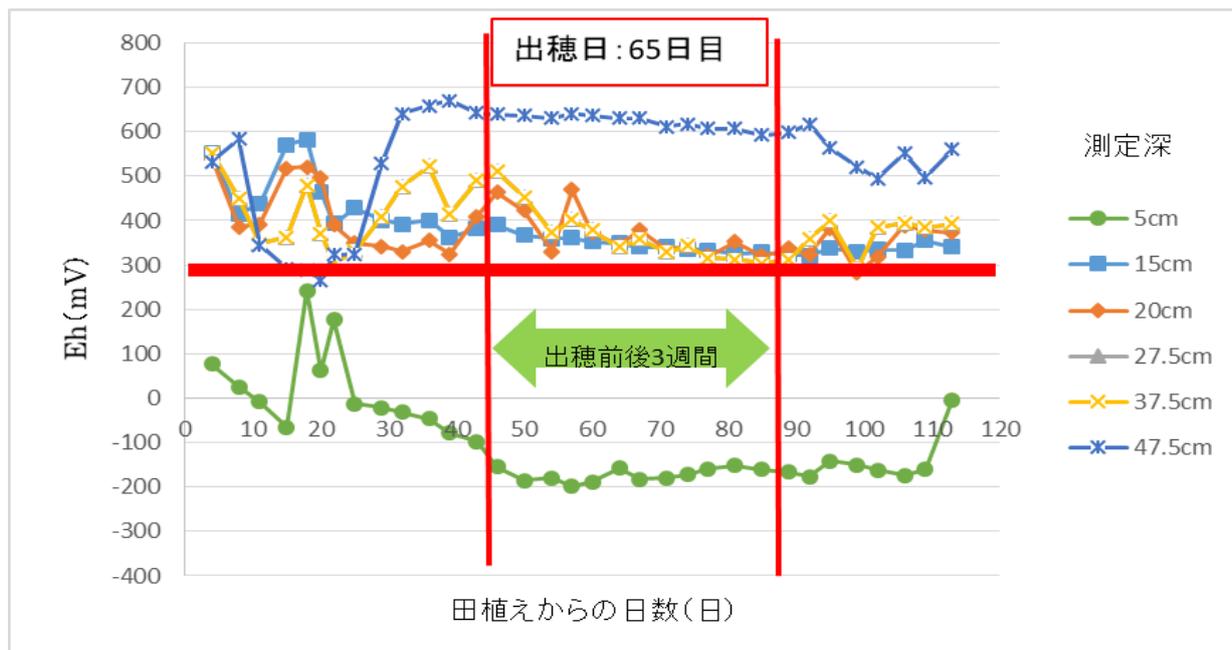


図 3-5 模型⑤の Eh の経時変化

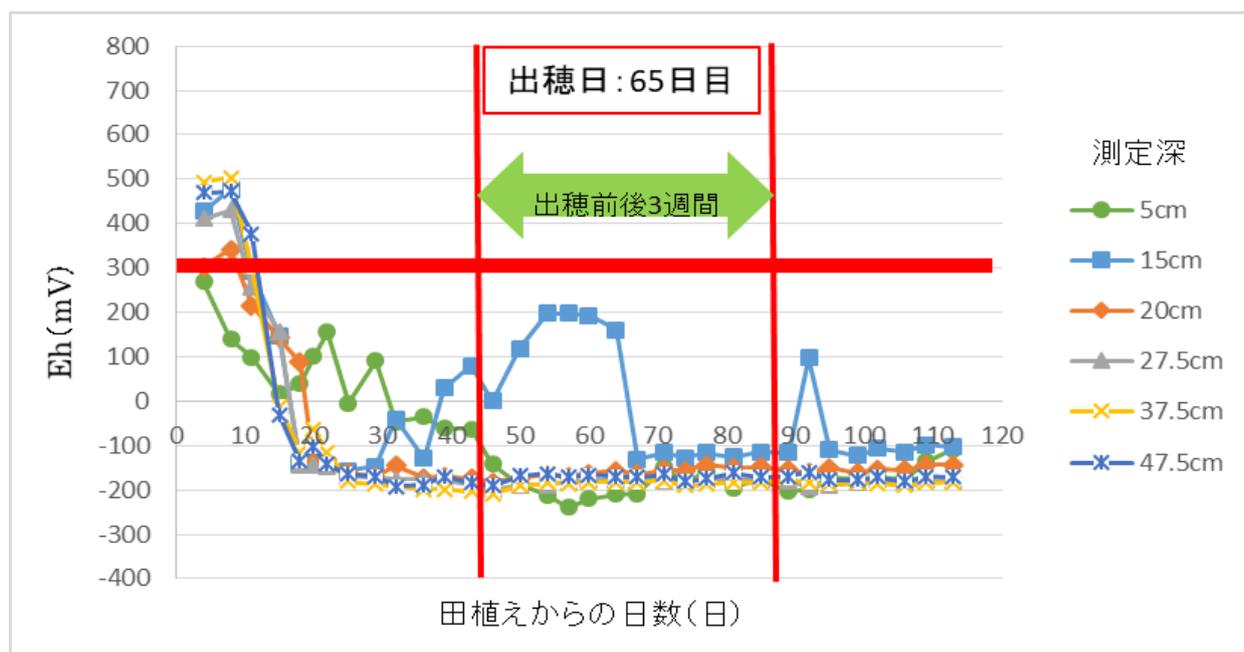


図 3-6 模型⑥の Eh の経時変化

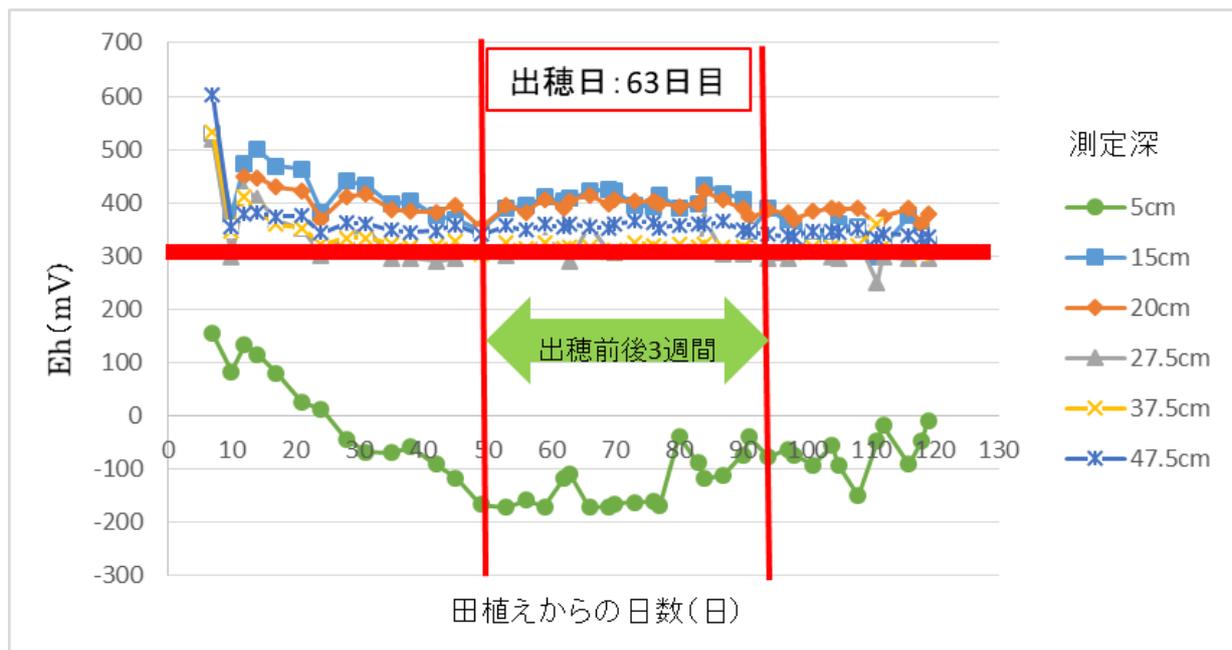


図 3-7 模型⑦の Eh の経時変化

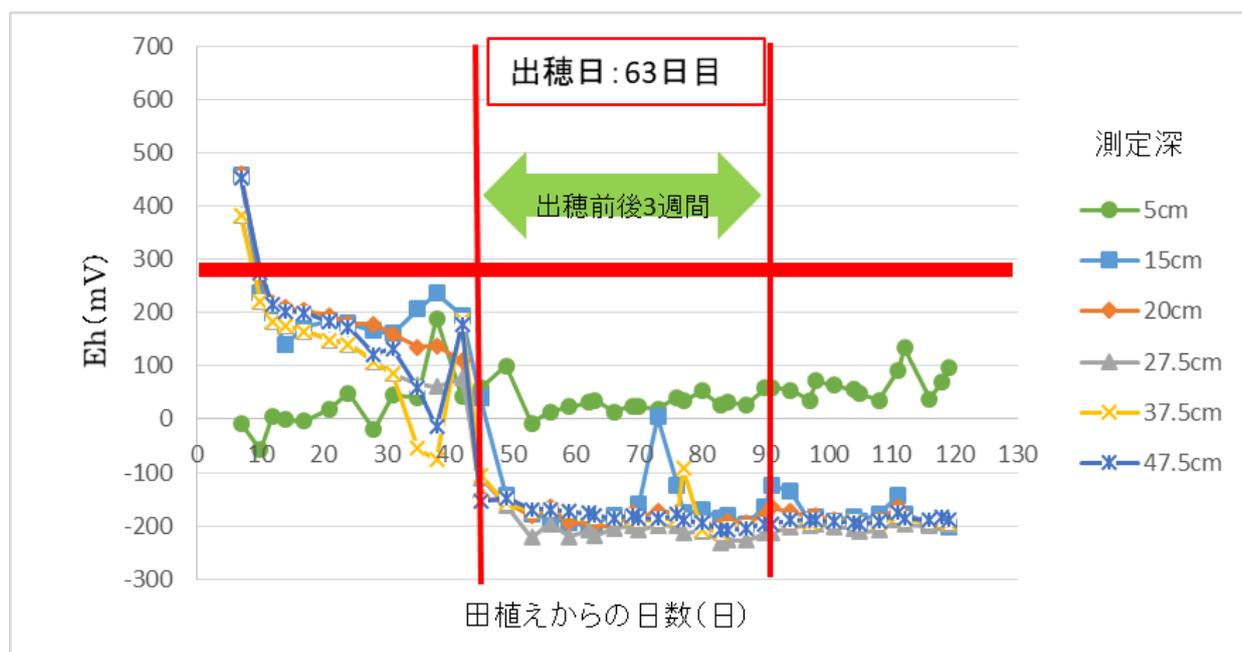


図 3-8 模型⑧の Eh の経時変化

## 1-2 圧力水頭分布

圧力水頭分布の結果を図 3-9～3-10 に示す。

圧力水頭分布は、土層内の限界負圧以下では開放浸透、限界負圧未満の場合は閉鎖浸透と分類されている。これまでの 100cc サンプラーなどを用いた測定の限界負圧<sup>11)</sup>は、ほぼ 2cm 以下となった。圧力水頭分布の測定は、地表面から 5cm、15cm、27.5cm、47.5cm の深さで行った。

### 1) 模型①、③、⑤及び⑦

図 3-9 より、4 模型で作土層は 10cm 前後の正圧、すき床層は負圧の -5～-18cm となった。すき床層が正圧から負圧となった原因は、すき床上層の不透水層の影響と判断される。同様に 4 模型の心土層はすき床下層と同様な負圧（約 2cm 未満）となった。このことより、作土層は、閉鎖浸透、すき床下層から心土層は開放浸透と判断された。

この結果より、汚染土が開放浸透層で、大気の大気疎通による酸素補給が微生物の酸素消費能力を上回り酸化層形成をもたらしたと判断される。

### 2) 模型②、④、⑥及び⑧

図 3-10 より、全模型で作土層は 10cm 前後の正圧、すき床層は正圧の 3～18cm となった。心土層は、動水勾配が 45° に近い正圧（12-43cm）となった。4 模型で全層正圧となったことより、全層閉鎖浸透となったと判断される。なお、地表面の圧力と作土層の全エネルギー計算の結果より、全エネルギーの逆転現象が見られる。この一因は作土層のフィルターの透水性が低く、圧力水頭の変動に時間がかかることによると考えられる。なお、今回マノメーターとして用いたビニールホースの測定位置の違いによる毛管上昇補正は行わなかった。

以上の結果より、各模型ともすき床下層及び心土層で浸透型の相違が生じる結果と判断された。このことより、浸透型の相違が Cd 及び Cu 吸収に与える影響が比較できると推察される。

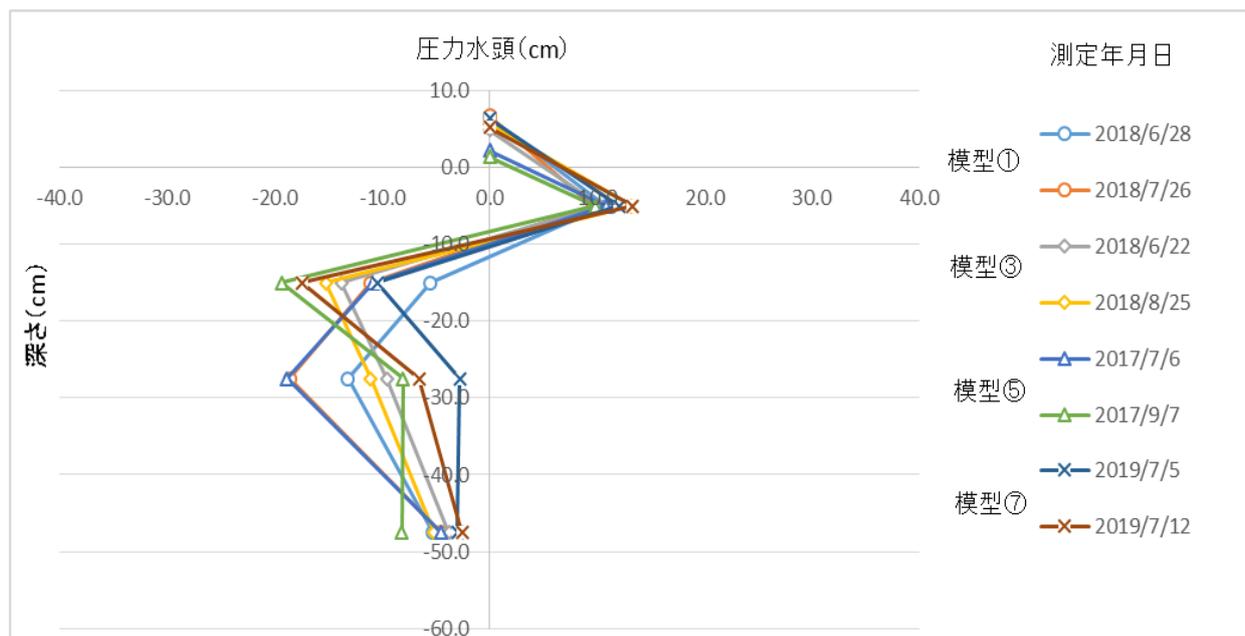


図 3-9 模型①、③、⑤及び⑦の圧力水頭分布

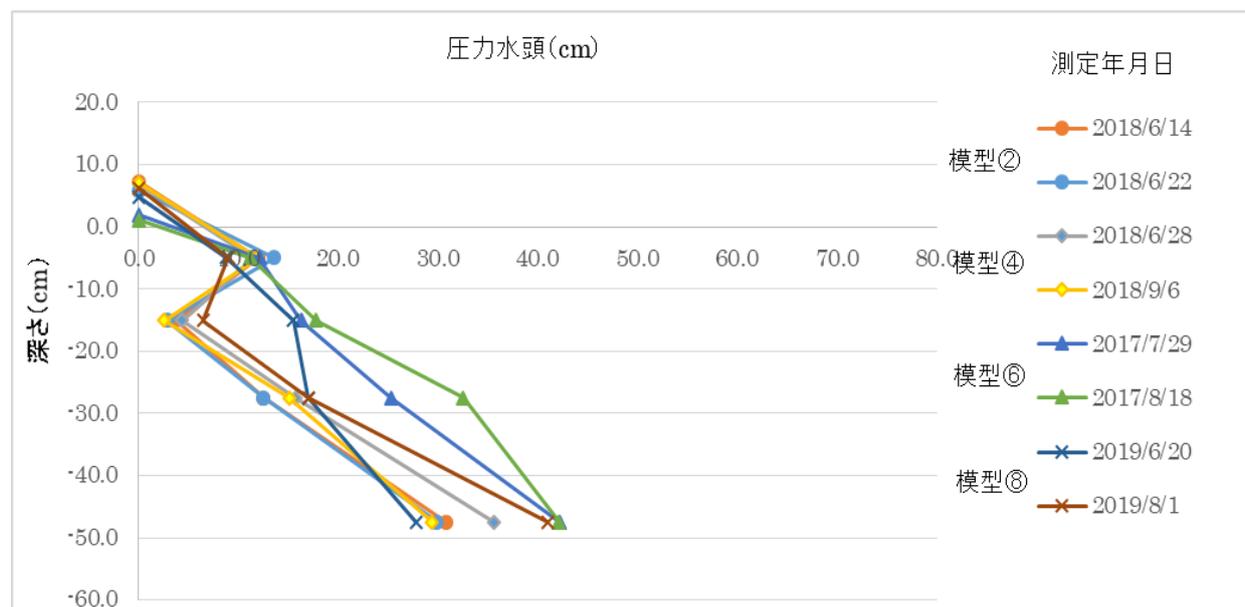


図 3-10 模型②、④、⑥及び⑧の圧力水頭分布

### 1-3 日減水深及び蒸発量

水田の理想的な日減水深は 20~30mm/day とされている。日減水深と蒸発量の測定結果を表 3-1 に示す。ポットでの栽培試験等では、測定はなされないこともあるが、本研究では実態を明らかにする目的で測定した。

模型①、②及び模型③、④の日減水深の観測期間平均値は、19-25mm/day となり、日減水深はほぼ理想的な値であった。蒸発量は、約 6mm/day となり、降下浸透量は 13-19mm/day と推測される。

模型⑤、⑥の値は、日減水深の観測期間平均が 10mm/day 台、同様に蒸発量の平均は約 4mm となった。しかし、出穂期の両模型で約 20mm 前後の理想的な日減水深であった。

模型⑦、⑧の日減水深の平均値は 14.5mm/day と 17.8mm/day となった。蒸発量は、模型⑤及び⑥とほぼ同じとなった。なお、標準偏差が大きい原因は、透水性回復のため、針金で穿孔したことによる。

以上のことより、3 か年とも日減水深は 10mm/day 以上、蒸発量は約 5mm/day と近似した値と判断された。ハウス内の環境が近似したことがこのような値となった一因と推測される。

表 3-1 減水深及び蒸発量の平均値 (2017~2019 年)

		模型①	模型②	模型③	模型④	模型⑤	模型⑥	模型⑦	模型⑧
		○	●	○	●	○	●	○	●
日減水深	平均 (mm/day)	22.3	24.5	23.3	19.7	11.2	18.7	14.8	17.5
	標準偏差 (mm/day)	26.8	28.0	26.3	21.4	8.0	11.8	14.6	16.8
	変動係数 (%)	120.2	114.4	112.6	108.5	71.0	62.8	98.9	96.5
蒸発量	平均 (mm/day)	6.3				4.1		4.1	
	標準偏差 (mm/day)	5.8				2.0		2.1	
	変動係数 (%)	93.2				48.9		51.4	

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透

### 1-4 気温及び地温

気温及び地温は各旬に求め、その結果を図 3-11~3-18 に示す。ハウス内の旬別気温は、3 か年とも 20~28℃の範囲であった。この値は、弘前市の平均気温と比較すると、2~3℃ほど高い結果となった。このことよりハウス内の保温効果が確認できる。

水温は、全模型において地温より低い値となった。地下水をタンクに汲み置きし常温とし用いたが、十分な昇温効果は認められなかったとことが一因と推察される。全模型で地温の値は、20~32℃の範囲となり、年度による変動は少ないと判断された。ただし、地温の旬最高気温は、2017 年は 7 月中旬、2018 年は 7 月下旬、2019 年は 8 月上旬という違いが認められた。なお、地温の挙動は、ハウス内の気温及び弘前市の気温と連動していた。

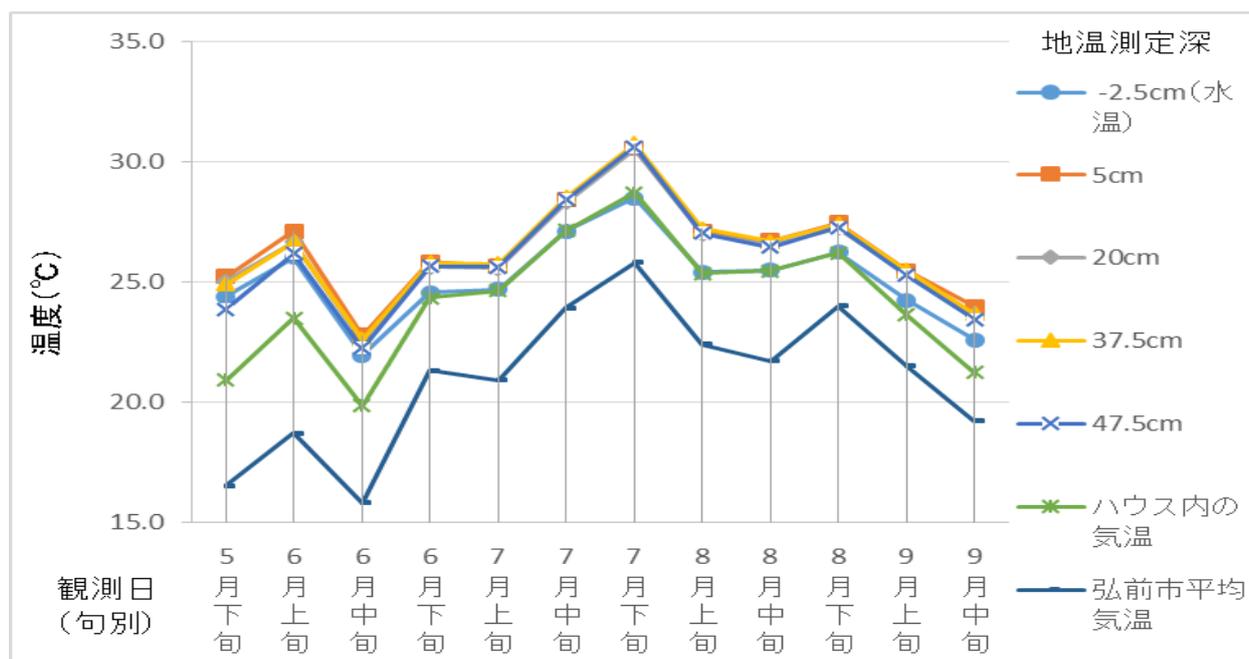


図 3-11 模型①の気温及び地温

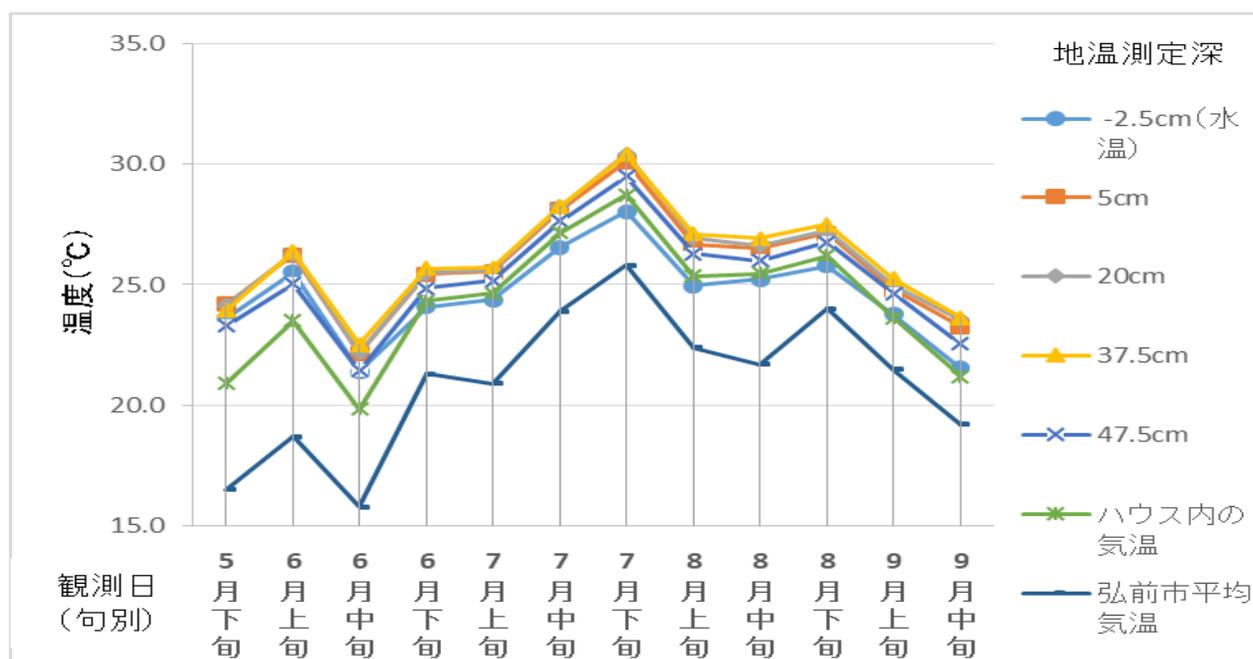


図 3-12 模型②の気温及び地温

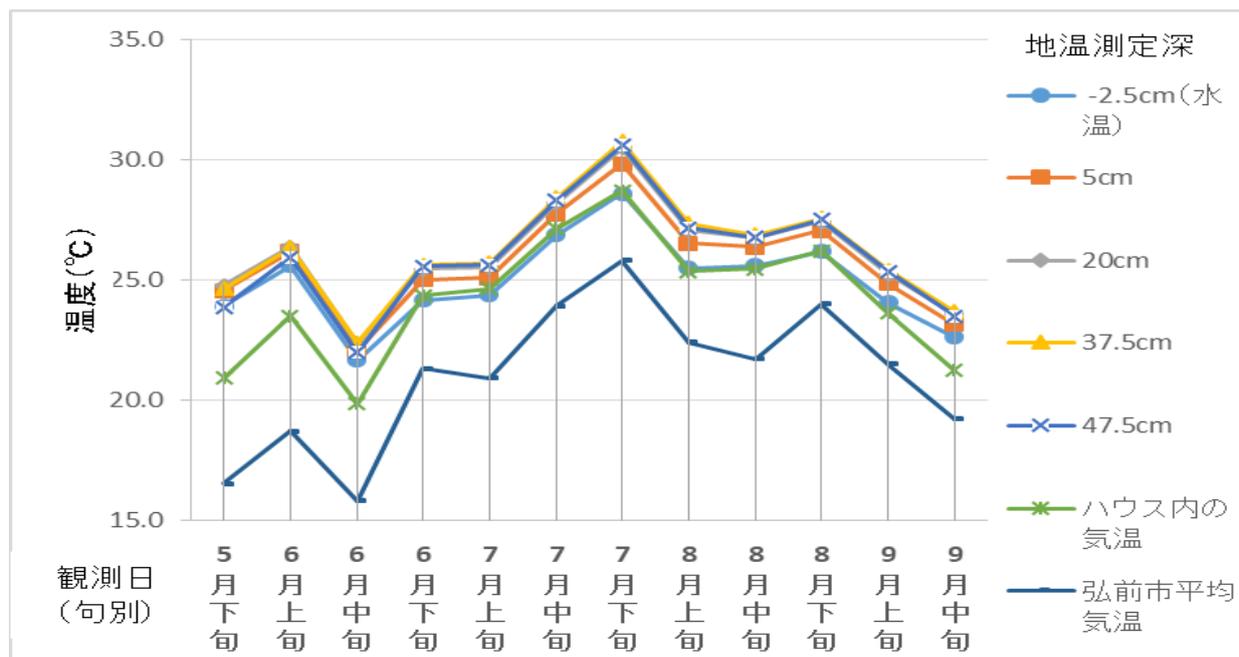


図 3-13 模型③の気温及び地温

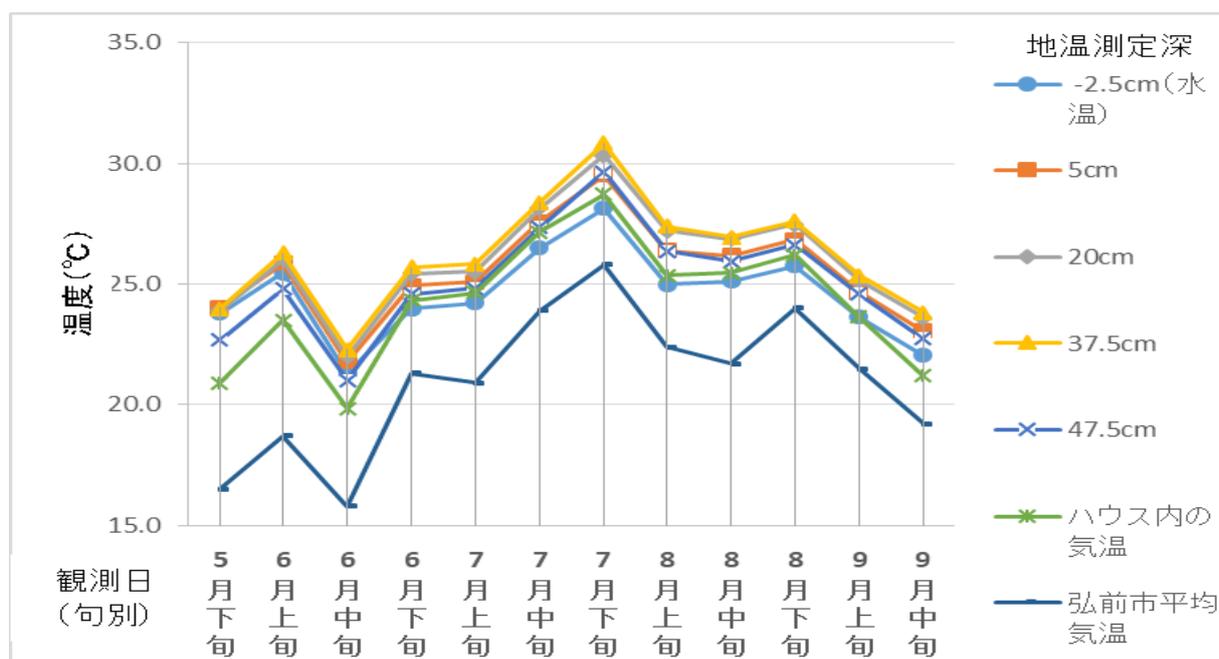


図 3-14 模型④の気温及び地温

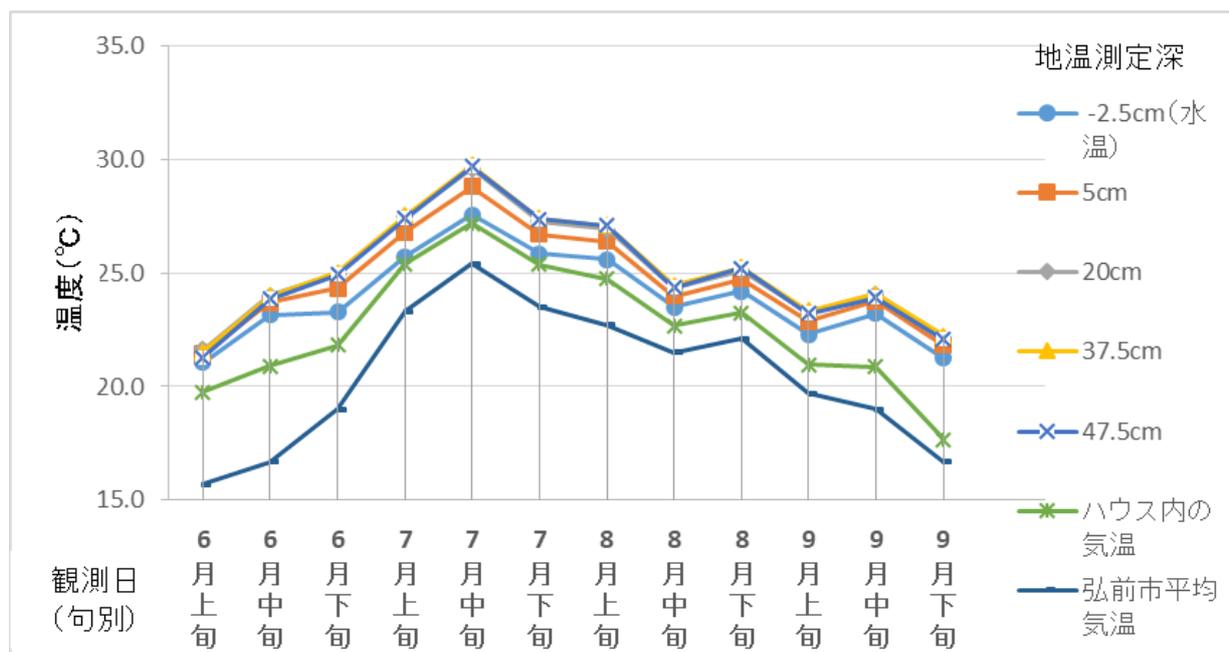


図 3-15 模型⑤の気温及び地温

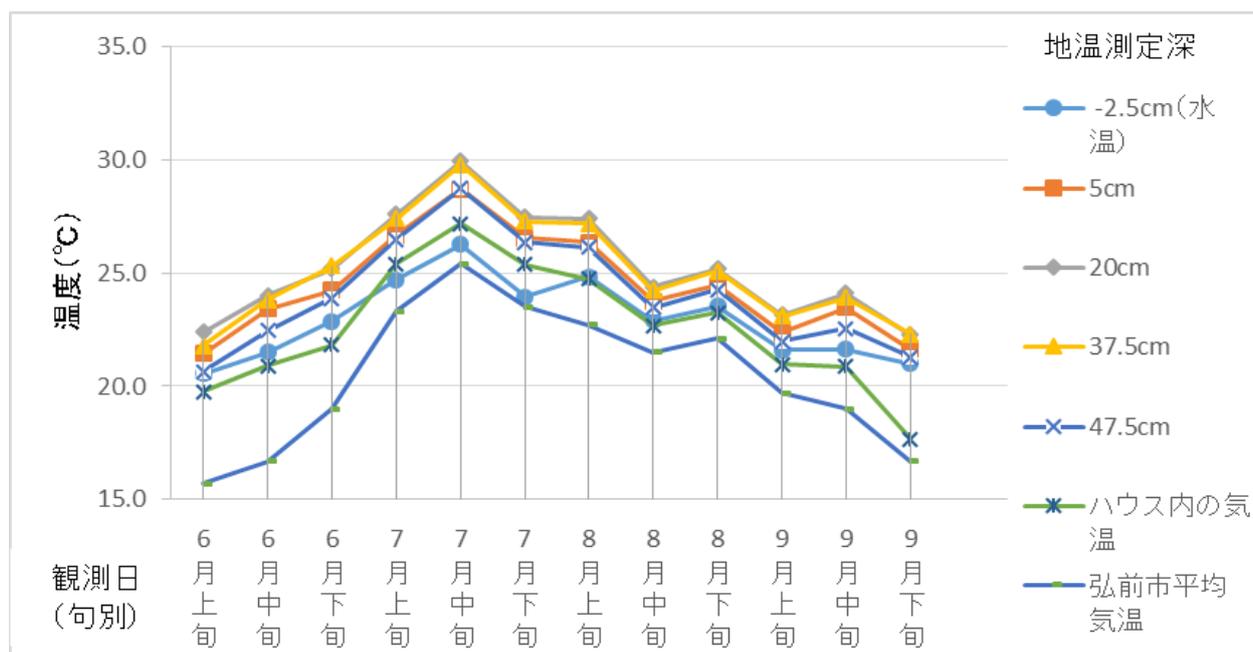


図 3-16 模型⑥の気温及び地温

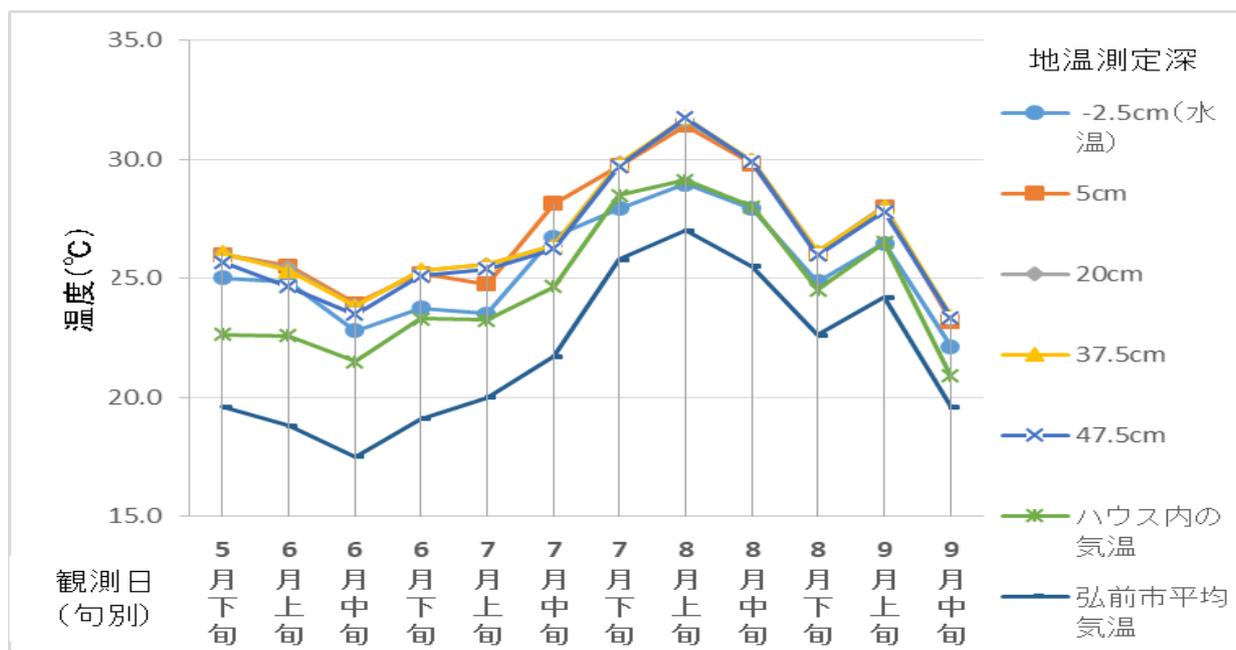


図 3-17 模型⑦の気温及び地温

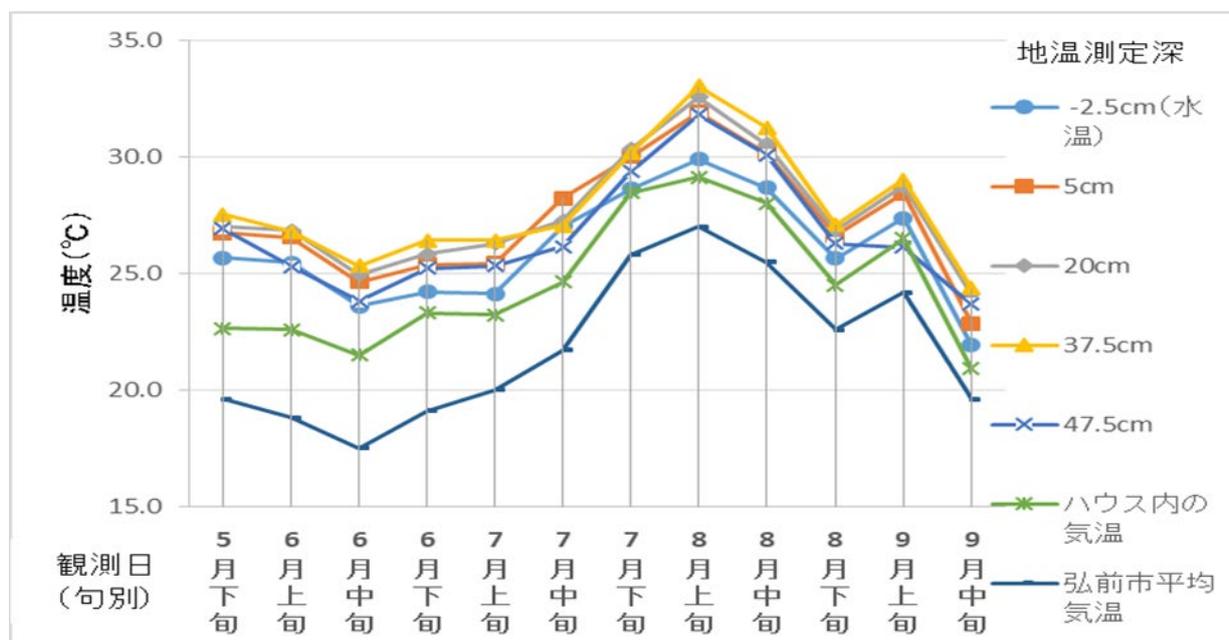


図 3-18 模型⑧の気温及び地温

## 2 節 生育調査

生育調査は、草丈、葉齢、茎数、SPAD、出穂数、葉色変化について行なった。また、統計分析は、一元配置分散分析及び多重比較法で行なった。得られた生育調査の結果は表 3-2 に示す。

### 2-1 草丈

全模型の草丈の平均値の範囲は、89～106cm となった。最少草丈は模型⑦で 89.5cm、最大値は模型⑥で 105.7cm となった。

浸透型の相違による有意差は、模型⑤と⑥の間を除いて認められなかった。原因の解明は今後の課題である。Cu 濃度の増加による影響は、開放浸透の場合には模型⑧が有意に低下する傾向が認められた。Cu 濃度の増加の影響が草丈に与える影響は、閉鎖浸透の場合では模型②と④には有意差は認められないが、模型⑧は有意に低下した。しかし、模型⑥では他の模型に比べ有意に高い値となった。模型⑥の値が有意に高くなった原因は気象条件等が考えられるが、原因解明は今後の課題である。

この結果より、模型①～⑥に比較し、模型⑦、⑧の草丈が低くなり、Cu の影響を受けていると推測される。

### 2-2 茎数

出穂期の茎数の範囲は、8.0～11.2 となった。同一濃度間の模型では浸透型による影響は認められなかった。同様に、濃度の増加による影響も、開放浸透模型間と閉鎖浸透模型間において有意差は認められなかった。毎年 5 月下旬に 1 株 1 本での移植を行っているが、ハウス内という環境では有意差が生じがたいと推察される。

### 2-3 葉齢

葉齢の平均値の範囲は、14.4～15.7 葉となった。浸透型の相違による有意差は、模型⑦と⑧の間では認められたが、これ以外では認められなかった。さらに、模型⑦に比べ模型⑧の値が大きくなった一因は、下層の開放浸透環境が一因と推察される。Cu 濃度の増加による開放浸透模型間の有意差は認められなかった。しかし、閉鎖浸透模型間では 葉齢が模型⑧>模型⑥>模型②及び④という関係となった。有意差は模型②、④と模型⑥と⑧の間、及び模型⑥と模型⑧の間で生じる結果となった。しかし、閉鎖浸透模型の場合は、Cu の濃度の相違の影響で有意差が生じている可能性も推察される。しかし詳細な解明は今後の課題である。

以上の結果より、浸透型の相違による影響は Cu 濃度が 750mg/kg の場合にはあると推察される。かつ、全層閉鎖浸透条件下では、濃度などの相違が葉齢に影響していることが推測された。

表 3-2 模型①～⑧の生育構成要素

模型名	土壌中銅濃度 mg/kg	模型の 浸透型	葉齢	葉色変化	草丈	出穂数	茎数	SPAD
			葉	%	cm	本	本	
①	100	○	14.9±0.3 <sup>bc</sup>	47.4±27.5 <sup>abc</sup>	102.3±5.0 <sup>ab</sup>	9.4±1.4 <sup>a</sup>	9.0±1.3 <sup>a</sup>	15.1±8.0 <sup>abc</sup>
②		●	14.4±0.3 <sup>c</sup>	13.7±15.1 <sup>cd</sup>	99.2±2.4 <sup>b</sup>	7.8±2.6 <sup>a</sup>	11.2±4.3 <sup>a</sup>	16.2±9.9 <sup>ab</sup>
③	250	○	14.6±0.3 <sup>bc</sup>	41.3±30.1 <sup>abc</sup>	100.3±4.0 <sup>b</sup>	9.5±2.0 <sup>a</sup>	9.6±2.1 <sup>a</sup>	12.8±6.7 <sup>abc</sup>
④		●	14.4±0.3 <sup>c</sup>	23.9±24.5 <sup>bcd</sup>	99.4±5.4 <sup>b</sup>	7.1±2.1 <sup>a</sup>	10.7±3.9 <sup>a</sup>	18.1±6.9 <sup>ab</sup>
⑤	500	○	15.0±0.0 <sup>b</sup>	33.8±30.1 <sup>abcd</sup>	100.5±3.1 <sup>b</sup>	8.0±1.4 <sup>a</sup>	8.0±1.4 <sup>a</sup>	10.7±2.8 <sup>bc</sup>
⑥		●	15.0±0.0 <sup>b</sup>	11.3±5.1 <sup>d</sup>	105.7±3.4 <sup>a</sup>	8.2±2.0 <sup>a</sup>	8.3±2.1 <sup>a</sup>	21.4±4.8 <sup>a</sup>
⑦	750	○	15.0±0.0 <sup>b</sup>	62.3±23.3 <sup>a</sup>	89.5±2.7 <sup>c</sup>	8.1±1.2 <sup>a</sup>	8.0±1.2 <sup>a</sup>	6.5±1.9 <sup>c</sup>
⑧		●	15.7±0.5 <sup>a</sup>	49.4±28.7 <sup>ab</sup>	91.4±2.2 <sup>c</sup>	8.2±1.5 <sup>a</sup>	9.4±3.3 <sup>a</sup>	12.3±6.5 <sup>abc</sup>

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透 (n=10)

## 2-4 SPAD

本研究で得られた SPAD の測定結果（収穫直前）の範囲は、6.5～21.4 と 3 倍以上の差のある結果となった。浸透型の違いによる有意差は模型⑤と⑥間で認められたが、他の模型間では認められなかった。Cu 濃度の増加による有意差は、開放浸透模型間及び閉鎖浸透模型間で認められなかった。

浸透型による有意差は模型⑤と⑥間でのみ生じたが、その原因は今後の課題である。また、Cu 濃度の増加による影響は認められなかったことより、SPAD 値に与える影響は少ないと推測される。

## 2-5 出穂数

模型①～⑧の出穂数の範囲は、7.1～9.5 本となった。浸透型の相違による有意差は、どの模型間でも認められなかった。同様に、Cu 濃度が増大しても、開放浸透型模型間及び閉鎖浸透型模型間で有意差は認められなかった。

このことより、出穂数には浸透型及び Cu 濃度の増加による影響はないと推測される。

## 2-6 葉色変化

葉色変化は出穂の終了時期から計測を開始し、刈り取り直前で比較した。得られた葉色変化の範囲は、11.3～62.3 と大きく異なった。しかし、浸透型の相違による有意差は認められなかった。同様に Cu 濃度の増加が、開放浸透模型間では有意差が認められなかった。しかし、閉鎖浸透模型間では、模型⑥が他の 3 模型に比べ有意に低下した。模型⑧は模型②に比べ有意に高くなる結果で、傾向が一定しない原因解明は今後の課題である。

以上の結果より、浸透型の影響及び Cu 濃度増大による影響は明確とならないと判断される。

以上の生育調査結果より、8 模型間で浸透型及び Cu 濃度の増加による影響は、模型①～④の模型間では、有意差が認められなかった。ただし、Cu 濃度が 500mg/kg 以上では、浸透型の相違による影響が認められると判断された。また、Cu 濃度の増加による草丈への影響は浸透型に関係なく生じる結果となった。これまでの成層水田模型での浸透型を制御した Sasaki et al.<sup>15)</sup> の Cd 濃度を変えた実験及び Cu 濃度 500mg/kg 以下での Fan et al.<sup>17)</sup> の実験では、生育への影響がほとんど認められなかったが、今回は Cu 濃度が 750mg/kg と高いことによる影響が発生したと推測される。なお、

湛水及び排水の Cu 及び Cd は農業用水の水質基準（Cu：0.02mg/kg 以下、Cd：0.03mg/kg 以下）以下でかつ湛水の値に比べ排水の値が低下した。

### 3 節 収量調査

調査した 3 カ年の 8 模型の収量構成要素（平均一穂重、稔実歩合、精玄米数、玄米千粒重、総藁重）等の結果は表 3-3 に示す。

#### 3-1 平均一穂重

平均一穂重の平均値の範囲は、1.6～2.8g となった。浸透型の相違による有意差は、いずれの模型でも認められなかった。Cu 濃度が増加した場合の開放浸透模型間での有意差は、模型⑦が他の 3 模型に比べ有意に低下した。同様に、閉鎖浸透模型間でも模型⑧の値が有意に低下した。このことより、Cu 濃度の増加は、浸透型に関係なく影響を及ぼすと推察される。

#### 3-2 稔実歩合

稔実歩合の平均値は、87～98%となった。その差は 10%程度となった。浸透型の違いによる有意差は認められなかった。Cu 濃度の増大の影響は、開放浸透模型間では有意差は認められなかった。しかし、閉鎖浸透模型間では、模型②と模型⑥と⑧及び模型④と模型⑥と⑧の間で有意差が認められた。この稔実歩合の増加による有意差の原因は今後の課題である。茅野・北岸<sup>7)</sup>は、Cu 濃度の上昇が稔実歩合の低下をもたらすとしているが、それらの値に比べその低下の程度は小さいと推察された。

#### 3-3 精玄米数

精玄米数の範囲は、495～795 粒と 300 粒の相違となった。浸透型の相違による模型間の有意差は認められなかった。Cu 濃度の増加による影響は、開放浸透模型間では模型⑦が他の 3 模型に比べ有意に低下する結果となった。同様に、閉鎖浸透模型間でも模型⑧が有意に低くなった。この結果より、浸透型よりも銅濃度が 750mg/kg となったことによる影響と推察される。

#### 3-4 玄米千粒重

玄米千粒重の範囲は、19～25g となった。浸透型の違いによる有意差は認められなかった。Cu 濃度の増加に伴い、開放浸透模型間では模型⑦が他の 3 模型に比べ有意に低い値（約 5g）となった。同様に、閉鎖浸透模型間でも模型⑧が有意に低下（約 4g）となった。この傾向は、精玄米数と同様となった。この結果より、玄米千粒重に与える影響は浸透型より 750mg/kg という Cu 濃度の影響が大きいと推測される。

表 3-3 模型①～⑧の収量構成要素

模型名	土壌中銅濃度	模型の 浸透型	平均一穂重	稔実歩合	精玄米数	玄米千粒重	総藁重	平均根量
	mg/kg		g	%	粒	g	g	g
①	100	○	2.4±0.5 <sup>a</sup>	92.4±2.0 <sup>ab</sup>	669.4±149.7 <sup>ab</sup>	24.0±0.6 <sup>a</sup>	12.5±2.3 <sup>ab</sup>	2.9±0.4 <sup>bc</sup>
②		●	2.7±0.2 <sup>a</sup>	89.9±4.5 <sup>b</sup>	665.7±188.0 <sup>ab</sup>	24.4±0.8 <sup>a</sup>	13.6±4.5 <sup>ab</sup>	3.3±0.7 <sup>abc</sup>
③	250	○	2.5±0.3 <sup>a</sup>	92.2±2.8 <sup>ab</sup>	794.4±211.5 <sup>a</sup>	24.7±0.5 <sup>a</sup>	13.5±3.3 <sup>ab</sup>	2.7±0.3 <sup>c</sup>
④		●	2.7±0.3 <sup>a</sup>	87.4±7.7 <sup>b</sup>	625.4±123.5 <sup>ab</sup>	24.4±1.6 <sup>a</sup>	13.1±3.1 <sup>ab</sup>	3.4±0.6 <sup>abc</sup>
⑤	500	○	2.6±0.3 <sup>a</sup>	96.3±4.2 <sup>a</sup>	676.2±122.0 <sup>ab</sup>	24.4±0.8 <sup>a</sup>	14.1±3.1 <sup>ab</sup>	3.6±0.3 <sup>ab</sup>
⑥		●	2.8±0.2 <sup>a</sup>	97.2±1.6 <sup>a</sup>	735.8±126.8 <sup>a</sup>	24.7±0.8 <sup>a</sup>	15.7±3.9 <sup>a</sup>	3.5±0.8 <sup>ab</sup>
⑦	750	○	1.8±0.2 <sup>b</sup>	95.6±0.9 <sup>a</sup>	506.7±76.3 <sup>b</sup>	19.7±0.4 <sup>b</sup>	10.3±1.7 <sup>b</sup>	3.2±0.5 <sup>abc</sup>
⑧		●	1.6±0.4 <sup>b</sup>	95.7±2.2 <sup>a</sup>	495.0±143.7 <sup>b</sup>	20.7±0.8 <sup>b</sup>	11.2±2.3 <sup>b</sup>	3.8±0.6 <sup>a</sup>

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透 (n=10)

## 3-5 総藁重

得られた総藁重の範囲は、10～16g となった。浸透型の相違による有意差は認められなかった。Cu 濃度の増加による有意差は、開放模型間では認められなかった。しかし、閉鎖浸透模型間では模型⑥と⑧の間で有意差が認められた。Cu 濃度が低い模型②及び④と模型⑧の間での有意差は認められないことより、この原因説明は今後の課題である。

茅野・北岸<sup>7)</sup>は Cu 濃度の増加で、穂わら比が低下することを指摘している。得られた結果より、これらの値を求めると、模型①は 1.51、模型②は 1.43、模型③は 1.66、模型④は 1.42、模型⑤は 1.43、模型⑥で 1.45、模型⑦で 1.39、模型⑧で 1.17 となった。模型⑤と⑥ではほぼ同じ値であったが、他の模型間では開放浸透模型の値が閉鎖浸透模型の値より大きくなった。さらに、750mg/kg の模型では他の 3 模型より浸透型のいかにかわらず低下する結果となった。

## 3-6 根量

得られた平均根量（全根重/株）の範囲は、2.7～3.8g となった。浸透型の相違による有意差は認められなかった。Cu 濃度の増加による影響は、開放浸透模型間では模型③<模型⑤の関係が認められるのみであった。同様に、閉鎖浸透模型間では有意差は認められなかった。Cu 濃度の増加の影響は、根量へは明確とは言えないと判断される。茅野ら<sup>7)</sup>は Cu 濃度の増加が根量を低下させる影響ありとしているが、本実験は客土を持つ成層水田であることにより、Cu 濃度の影響軽減効果が発生したと考えられる。

根色は土壌の還元状態中に存在することにより赤褐色となることが指摘されている<sup>23)</sup>。作土層の色は、写真 3-1 に示すように暗褐色を呈した。閉鎖浸透模型のすき床下層は赤褐色を呈し(写真 3-2)、同層が開放浸透模型の根色は白色となった(写真 3-3)。浸透型の相違と根色には開放浸透層で白くなり、閉鎖浸透層で赤褐色になるという一定の関係が認められた。



写真 3-1 作土層の根色



写真 3-2 閉鎖浸透模型のすき床下層の根色



写真 3-3 開放浸透模型のすき床下層の根色

根の深度別重量(10株の総重量)を測定した結果を表 3-2～3-3 に示した。汚染土は 12.5～27.5cm 深とした。この表より、根は 0～10cm 区間にこれまでの研究<sup>19)</sup>と同様に全量のほぼ 70%以上が存在することがわかる。しかし、汚染土層にも根が 2～17%存在し、かつかなり変動が大きい。茅野ら<sup>7)</sup>は、根の伸長が阻害されるとしているが、濃度増加による影響は、明らかとは言えないと考えられる。こうした下層に伸長した根により、Cd 及び Cu が玄米中に移動していると推測される。40～50cm 深の根量はほぼゼロであるが、根は観察されている。こうした下方に伸びた根が、汚染土層からの重金属の吸収をしているため、客土厚は 30cm 以上必要と推測される<sup>15)</sup>。

表 3-4 模型①~④の合計根量と割合

地表面からの距離 (cm)	模型①		模型②		模型③		模型④	
	開放○		閉鎖●		開放○		閉鎖●	
	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)
0-10	25.1	85.8	26.3	79.8	21.3	79.2	26.3	77.8
10-12.5	2.5	8.6	3.0	9.2	2.6	9.8	3.2	9.5
12.5-20	0.6	2.1	2.2	6.6	1.1	4.2	2.3	6.9
20-27.5	1.0	3.5	1.5	4.4	1.8	6.8	2.0	5.8
27.5-35	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
35-42.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
42.5-50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
合計	29.2	100.0	32.9	100.0	26.9	100.0	33.9	100.0

表の中の着色箇所は汚染土層

表 3-5 模型⑤~⑧の合計根量と割合

地表面からの距離 (cm)	⑤		⑥		⑦		⑧	
	開放○		閉鎖●		開放○		閉鎖●	
	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)	根量(g)	割合(%)
0-10	24.1	67.8	24.2	69.4	21.9	69.1	31.3	83.0
10-12.5	4.8	13.6	4.9	13.9	4.6	14.5	4.1	10.8
12.5-20	3.1	8.7	3.1	9.0	1.5	4.7	0.8	2.0
20-27.5	2.6	7.2	2.7	7.6	3.7	11.6	1.6	4.1
27.5-35	1.0	2.8	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1
35-42.5	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
42.5-50	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
合計	35.5	100.0	34.9	100.0	31.7	100.0	37.8	100.0

表の中の着色箇所は汚染土層

#### 4 節 稲体の重金属濃度

稲体の Cu 及び Cd の濃度の測定結果は表 3-6 に示す。

Cu は土壌における含有基準値が設定されているが、日本では玄米中の基準値は設定されていない。FAO/WHO では 10mg/kg が提案されている<sup>24)</sup>。文部科学省が公開している玄米中の Cu 濃度の平均値 2.7mg/kg<sup>25)</sup>である。小林<sup>26)</sup>は、非汚染土の玄米中の Cd 濃度は 0.06mg/kg という値を得ている。一方、玄米中の Cd は厚生労働省の基準では 0.4mg/kg<sup>27)</sup>未満となっている。

なお、統計分析は 5~7 検体を用い Tukey-Kramer 法で行った。

##### 4-1 玄米中の重金属濃度

###### 1) Cu 濃度

玄米中の Cu 濃度の平均は、2.5~5.4mg/kg となった。この値は、文科省の玄米中 Cu 濃度<sup>25)</sup>の 0.9~2 倍となった。濃度上昇は、玄米中の濃度を増加させると推察される。しかし、FAO/WHO の基準<sup>24)</sup>や中国の基準<sup>17)</sup>に比べると安全側と判断される。浅見ら<sup>28)</sup>による Cu と Cd の複合汚染地 (Cu 濃

度が最大で 320mg/kg) における値は、2.9~4.1mg/kg となっている。今回得られた値は、この値に近いと判断される。

浸透型の相違による濃度の有意差は、模型⑦と⑧以外の模型間では認められた。この傾向は、Fan et al.<sup>17)</sup>と同様の結果と判断される。模型⑦と⑧での差が生じないことは Cu 濃度上昇が浸透型による影響を凌駕していると推測される。Cu 濃度の増加による影響を開放浸透模型間で比較すると、模型①と③では有意差が認められなかった。しかし、模型⑤は模型①と③と有意差が認められた。模型③が模型⑦に比べ値が大きくなる有意差も認められる。500mg/kg 以上では、有意に低下する傾向があると考えられる。これらの原因解明については今後の課題である。Cu 濃度が増加するときの閉鎖浸透模型間の有意差は、模型⑧のみ他の 3 模型に比べ有意に高い値となった。客土水田では Cu 濃度増加の影響がこの値から生じると推測される。

以上のように、得られた玄米中の Cu 濃度は、これまでの研究で得られた値と近似し、750mg/kg 以外の濃度の模型では浸透型の相違による影響を受けると判断される。しかし、Cu 濃度の増加の影響は、同一浸透型模型で土中濃度が 500mg/kg 及び 750mg/kg と高まるにつれて玄米中の Cu 濃度が増加する傾向となった。

## 2) Cd 濃度

玄米中の Cd 濃度は 0.01~0.16mg/kg となった。模型①の値は、タイ国<sup>15)</sup>などの基準は満たさない結果となった。模型③も日本の平均値<sup>26)</sup>よりやや高くなった。浸透型の相違による有意差は、模型①と②及び模型③と④で認められたが、500mg/kg 以上の Cu 濃度の模型間では有意差は認められなかった。Cu 濃度上昇の影響と推測される。Cu イオンの大量共存がもたらす影響と推測される。Cu 濃度の増加が開放浸透模型間に及ぼす影響は、模型①と模型③と模型⑤の間には有意に低下する傾向が認められた。同様の傾向が模型①と③と模型⑦についても確認された。しかし、模型⑤と模型⑦の間には有意差は認められなかった。このことより、Cu 濃度が 500mg/kg 以上に増加する影響で Cd 濃度は低下したままとなると推測される。Cu 濃度の増加に対応した閉鎖浸透模型間の有意差は認められなかった。Sasaki et al.<sup>15)</sup>の Cd 濃度と模型①及び模型②ではほぼ同じ値となった。閉鎖浸透条件では、Cu 濃度の影響は認められないと推察される。

以上のように、得られた玄米中の Cd 濃度は、Cu 濃度が 500mg/kg 以上では浸透型の相違による影響を受けると判断される。しかし、Cu 濃度の増加の影響は、閉鎖浸透模型間では有意差が認められないが、開放浸透模型間では模型①>模型③>模型⑤≒模型⑦という濃度低下の有意差が認められた。

## 4-2 茎葉中の重金属濃度

### 1) Cu 濃度

茎葉中の Cu 濃度の平均は、1.29~4.35mg/kg となった。Cu 濃度上昇は、茎葉中の濃度を低下させる傾向となった。浸透型による濃度の有意差は、模型①~模型⑥の間では有意差が認められた。開放浸透模型が閉鎖浸透模型の値より有意に高くなる傾向となった。この傾向は、Fan et al.<sup>17)</sup>と同じ傾向であった。しかし、模型⑦と模型⑧の間では有意差は認められなかった。この傾向は、玄米中の Cu 濃度と同様である。Cu 濃度が増加する条件下で、4 開放浸透模型では、各模型間で有意差

が生じる結果となった。模型①と模型③が模型⑤及び模型⑦に比べ有意に高い結果となった。しかし、Cu 濃度が増加しても各閉鎖浸透模型では 1.0mg/kg 台かつ模型間の有意差は認められなかった。今回得られた値は、Fan et al.<sup>17)</sup>の値 (1.0mg/kg 台) とほぼ同じ値となった。

以上のように、得られた茎葉中の Cu 濃度は、これまでの研究で得られた値<sup>17)</sup>と近似し、750mg/kg 以外の濃度の模型では浸透型の相違による影響を受けると判断される。しかし、Cu 濃度の増加の影響は、浸透型の如何にかかわらず土中濃度が 750mg/kg に高まるにつれて有意差が認められずかつ Cu 濃度が増加する傾向となった。

## 2) Cd 濃度

茎葉中の Cd 濃度の平均の範囲は、0.04~1.04mg/kg となった。浸透型の相違による有意差は模型①と模型②及び模型③と模型④で認められたが、模型⑤~模型⑧の間では有意差が認められなかった。Cu 濃度が 500mg/kg 以上では、Cd 濃度の差異をなくす傾向が生じると推察される。Cu 濃度の増加は開放浸透模型では、Cd 濃度を低下させる有意差を生じるが、閉鎖浸透模型間では有意差を生じさせない結果となった。

以上のように、浸透型の影響は 100mg/kg と 250mg/kg の Cu 濃度の土では認められるが、500mg/kg より大きくなると相違は明確にならなかった。Cu 濃度の増加は開放浸透模型間では玄米中 Cd 濃度と同じく有意差を生じるが、閉鎖浸透模型間には有意差を生じないと判断される。

## 4-3 根の重金属濃度

### 1) Cu 濃度

根の平均濃度の範囲は、12~22mg/kg となった。根中の Cu 濃度は、模型⑦と模型⑧は 20mg/kg 台となったが、模型①~⑥はこれに比べ小さくなる結果となった。浸透型の相違による Cu 濃度の相違は、根中では認められない結果となった。また、Cu 濃度が増加しても、開放浸透模型間及び閉鎖浸透模型間で有意差は認められなかった。

以上の結果より、根の浸透型及び Cu 濃度増大の影響はないと推察される。

### 2) Cd 濃度

根の平均濃度の範囲は、1.06~2.91mg/kg となった。浸透型の相違による Cd 濃度の相違は、模型①と②及び模型⑦と⑧で認められるが、その他の模型間では認められなかった。傾向ははっきりしないと判断される。これらの解明は今後の課題である。また、Cu 濃度が増加した場合は、開放浸透模型間で模型⑦が他の模型に比べ有意に高く、Cd 濃度が増加する傾向の有意差が認められると推測される。同様に、閉鎖浸透模型間では、模型②と模型④では有意差が認められないが、これら 2 模型と模型⑥とは有意差が認められている。

以上の結果より、Cd 濃度は開放浸透模型の値が閉鎖浸透模型に比べ高い値となる傾向が認められるが、有意差は明確とはならなかった。Cu 濃度の増加による有意差は、開放浸透模型⑦の値が他の開放浸透模型に比べ大きくなる傾向であったが、閉鎖浸透模型間では有意差は明確とはならなかった。

表 3-6 稲体の重金属濃度

			玄米中重金属濃度		茎葉中重金属濃度		根中重金属濃度	
模型名	土壤中銅濃度 mg/kg	模型の 浸透型	n=7		n=5		n=5	
			Cu濃度	Cd濃度	Cu濃度	Cd濃度	Cu濃度	Cd濃度
①	100	○	4.77±0.50 <sup>ab</sup>	0.16±0.05 <sup>a</sup>	3.38±0.31 <sup>b</sup>	1.04±0.40 <sup>a</sup>	16.2±1.19 <sup>a</sup>	1.60±0.15 <sup>bc</sup>
②		●	2.99±0.34 <sup>d</sup>	0.01±0.00 <sup>c</sup>	1.90±0.10 <sup>cd</sup>	0.09±0.02 <sup>c</sup>	17.8±3.12 <sup>a</sup>	1.06±0.13 <sup>d</sup>
③	250	○	5.40±0.64 <sup>a</sup>	0.08±0.03 <sup>b</sup>	4.35±0.65 <sup>a</sup>	0.71±0.24 <sup>b</sup>	18.56±1.28 <sup>a</sup>	1.34±0.22 <sup>cd</sup>
④		●	2.94±0.20 <sup>d</sup>	0.01±0.00 <sup>c</sup>	1.89±0.18 <sup>cd</sup>	0.10±0.02 <sup>c</sup>	15.06±2.89 <sup>a</sup>	1.00±0.24 <sup>d</sup>
⑤	500	○	3.72±0.30 <sup>c</sup>	0.04±0.01 <sup>c</sup>	2.42±0.52 <sup>c</sup>	0.18±0.05 <sup>c</sup>	15.58±1.42 <sup>a</sup>	1.97±0.31 <sup>b</sup>
⑥		●	2.53±0.20 <sup>d</sup>	0.01±0.00 <sup>c</sup>	1.54±0.40 <sup>d</sup>	0.06±0.02 <sup>c</sup>	12.72±0.85 <sup>a</sup>	1.65±0.18 <sup>bc</sup>
⑦	750	○	4.23±0.34 <sup>bc</sup>	0.03±0.01 <sup>c</sup>	1.29±0.19 <sup>d</sup>	0.06±0.01 <sup>c</sup>	21.35±1.55 <sup>a</sup>	2.91±0.20 <sup>a</sup>
⑧		●	3.71±0.35 <sup>c</sup>	0.02±0.00 <sup>c</sup>	1.36±0.16 <sup>d</sup>	0.04±0.01 <sup>c</sup>	21.85±17.24 <sup>a</sup>	1.28±0.39 <sup>cd</sup>

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透

## 第 4 章 総括

客土を持つ成層水田模型を作製し、3 カ年(2017 年から 2019 年)にわたり Cd 汚染土(約 2mg/kg)に Cu の濃度を変えた汚染土(100mg/kg、250mg/kg、500mg/kg、750mg/kg)を用いた栽培試験

を行った。この試験では、Cu と Cd の複合汚染土の浸透型を開放浸透と閉鎖浸透に設定した条件下での稲の生育収量への影響及び稲体の両濃度の実態を解明した。

具体的には、浸透型の相違の影響が生育収量及び植物体の Cd 及び Cu 濃度に及ぼす影響をこれまでの Sasaki et al.<sup>15)</sup> や Fan et al.<sup>17)</sup> の先行研究と比較しつつ検討し、複合汚染条件下での影響の検討を試みた。また同時に、Cu 濃度が増加した場合の稲の生育収量及び植物体の Cu 及び Cd 濃度に与える影響が生じるか否かを解明することを試みた。

## 1) 浸透型の相違が稲の生育収量及び稲体の Cu 及び Cd 濃度へ及ぼす影響

### ①生育収量

生育調査項目、具体的には葉齢、葉色変化、草丈、出穂数、茎数、SPAD で浸透型の影響による相違はほとんど認められなかった。ただし、葉齢の模型⑦と⑧、草丈及び SPAD の模型⑤と⑥では有意差が認められた。

収量調査項目、平均一穂重、稔実歩合、精玄米数、玄米千粒重、総藁重、根量における浸透型の有意差は認められなかった。これまでの研究<sup>3,7)</sup>は無客土を対象とした研究であり、本研究のように客土があるときには影響がないと推測される。

このことより、生育収量への大きな影響は認められないと判断された。

### ②稲体の Cu 及び Cd 濃度

玄米中の Cu 濃度は、模型⑦と⑧を除いて、開放浸透模型の値が閉鎖浸透模型の値に比べ有意に大きくなった。この傾向は、Fan et al.<sup>17)</sup>と同様の有意差であった。玄米中の Cd 濃度は、模型①～④の間では有意差が認められたが、模型⑤～⑧では認められなかった。Cu 濃度の影響と考えられるが、メカニズムは今後の課題である。

茎葉中の Cu 濃度は、浸透型の相違による値の有意差が認められた。玄米への輸送途中の茎葉で、既に濃度の違いが生じていることが分かる。Cd 濃度も玄米中の傾向と同じく低 Cu 濃度模型が浸透型の影響が認められる傾向となった。Cu 濃度の増加が浸透型の相違の影響を Cd 濃度では打ち消す働きをしているものと推測される。

根の Cu 濃度の浸透型の相違による有意な相違は認められなかった。同様に Cd 濃度においても一定傾向の有意差は認められないと考えられる。ただし、模型⑦と⑧の間で Cd 濃度の有意差が認められている。この原因解明は今後の課題である。

## 2) Cu 濃度の増加が稲の生育収量及び稲体の Cu 及び Cd 濃度へ及ぼす影響

### ①生育収量

開放浸透模型間の生育結果への影響は、葉齢、葉色変化、草丈、出穂数、茎数、SPAD で浸透型の影響による相違はほとんど認められなかった。ただし、模型⑦の草丈は他の3模型に比べ有意に低くなった。この一因は Cu 濃度の高まりによる影響と推測される。閉鎖浸透模型間の生育調査への影響は、模型②と模型④の間では、葉齢、葉色変化、草丈、出穂数、茎数、SPAD の各項目で有意差は認められなかった。同様に、出穂数、茎数、SPAD では、模型⑥と模型⑧での有意差は認められなかった。葉齢は、模型②及び模型④に比べ模型⑥及び模型⑧が有意に低下する結果となった。

葉色変化は、模型②、模型④、模型⑥に比べ模型⑧が有意に大きくなった。このことより、750mg/kgのCu濃度では、生育に影響すると推測される。草丈では、模型②及び模型④に比べ、模型⑥及び模型⑧に有意差が認められた。模型⑧が模型②及び模型④に比べ低下する傾向は、Cuの影響と考えられるが、模型⑥の値が有意に高い値となり、この原因解明などは今後の課題である。収量調査結果は、平均一穂重、精玄米数、玄米千粒重、総藁重のすべての項目で、閉鎖浸透模型及び開放浸透模型の如何にかかわらず、模型⑦と模型⑧の各値が模型①～⑥に比較し、有意に低下した。客土水田においても、Cu濃度が750mg/kgでは影響が発生すると判断される。

## ②稲体のCu及びCd濃度

土壌中のCu濃度と稲体のCu濃度の関係を図4-1に示す。この図より、開放浸透模型の玄米中のCu濃度は、土壌中のCu濃度の増加に対応し、100mg/kgと250mg/kgの値に比べ500mg/kgと750mg/kgが低下する結果となった。閉鎖浸透模型では、750mg/kgの値が高くなる結果となった。Cu濃度の増加が玄米中のCu濃度に750mg/kgでは生じると推測される。

茎葉中のCu濃度は、開放浸透模型でCu濃度の増加に伴い値が低下する傾向となった。閉鎖浸透模型でも土壌中のCu濃度の増加で値が低下する結果となった。根のCu濃度は、開放浸透模型では500mg/kgの濃度までほぼ同じ値であるが、750mg/kgの値が最も高くなった。従って、土中の濃度の高まりの影響が750mg/kgでは現れることが推定される。閉鎖浸透模型では、500mg/kgまでは低下傾向であるが、750mg/kgでは値が高くなる傾向となった。

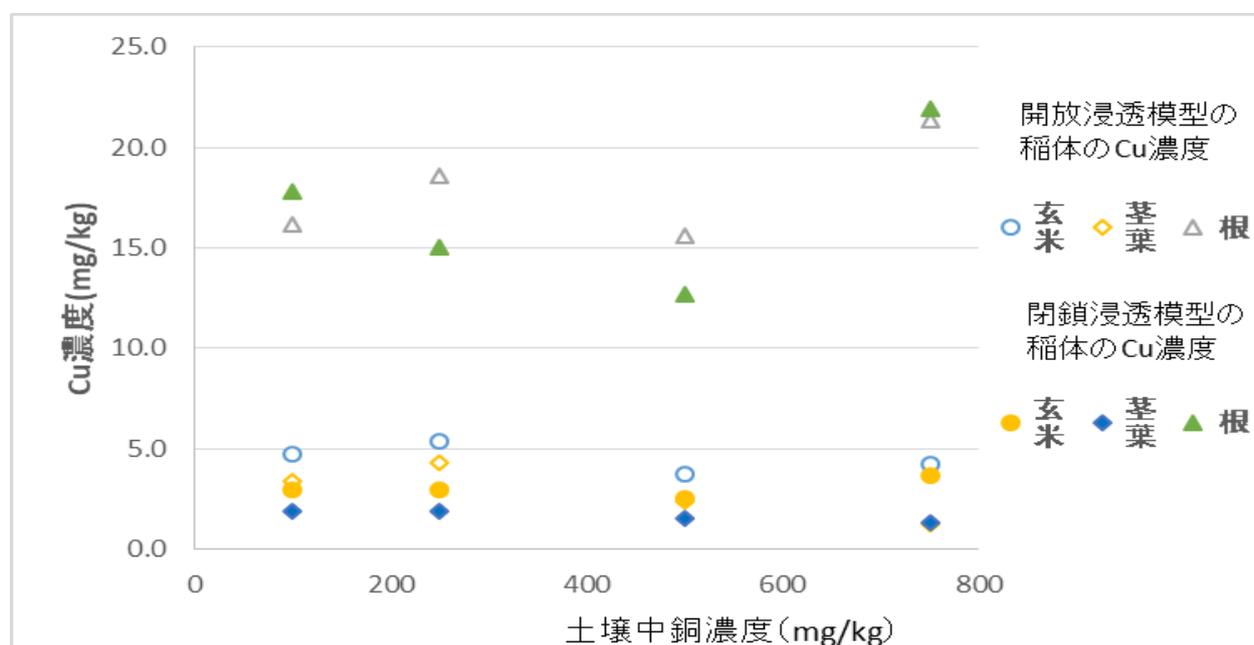


図 4-1 土壌中の Cu 濃度と稲体の Cu 濃度の相関

表 4-1 土壌中の Cu 濃度と稲体の Cu 濃度の比率

模型名	土壌中銅濃度 mg/kg	模型の 浸透型					
			根	:	茎葉	:	玄米
①	100	○	3.4	:	0.7	:	1.0
②		●	6.0	:	0.6	:	1.0
③	250	○	3.4	:	0.8	:	1.0
④		●	5.1	:	0.6	:	1.0
⑤	500	○	6.5	:	0.4	:	1.0
⑥		●	5.3	:	0.4	:	1.0
⑦	750	○	5.0	:	0.3	:	1.0
⑧		●	5.9	:	0.4	:	1.0
ダイズ模型			根	:	茎葉	:	子実
地下水位10cm			6.8	:	0.9	:	1.0
地下水位40cm			5.4	:	1.4	:	1.0

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透

土壌中の Cu 濃度の増加で稲体の Cu 濃度の比率がどうなるかを検討した結果を表 4-1 に示した。玄米を 1 としたとき 茎葉の値が 0.3~0.8、根で 3.4~6.0 となった。Cu 濃度が、根>玄米>茎葉となることと、根における集積が土壌の Cu 濃度の増加に関わらず大きく変化しないこと及び茎葉に Cu が集積しない特性を示していると考えられる。また、Cu が移動しにくいことを示す比率とも推測される。大豆の植物体での濃度の大小も本試験と同じ傾向となった<sup>29)</sup>。Cu に対する根からの移動特性が大豆についても類似していると推測される。

土壌中の Cu 濃度の増加と稲体の Cd 濃度の関係を図 4-2 に示す。この図より、開放浸透模型の玄米中の Cd 濃度は、Cu 濃度の増加に対応し値が低下する傾向となった。閉鎖浸透模型では、Cu 濃度が増加してもほぼ同じ Cd 値となった。Cu 濃度の増加が開放浸透模型では玄米中の Cd 濃度を低下させるが、閉鎖浸透模型では Cd 濃度の差を生じさせないと推測される。

茎葉中の Cd 濃度は、開放浸透模型で Cu 濃度の増加に伴い値が低下する傾向となった。閉鎖浸透模型では Cu 濃度が増加してもほぼ一定値となった。根の Cd 濃度は、開放浸透模型及び閉鎖浸透模型では Cu 濃度が 500mg/kg 及び 750mg/kg では Cd 濃度の増加が認められた。このことは、土中の濃度の高まりの影響が根には現れやすいと示していると推察される。しかし、根の Cd 濃度が高まる原因説明は今後の課題である。

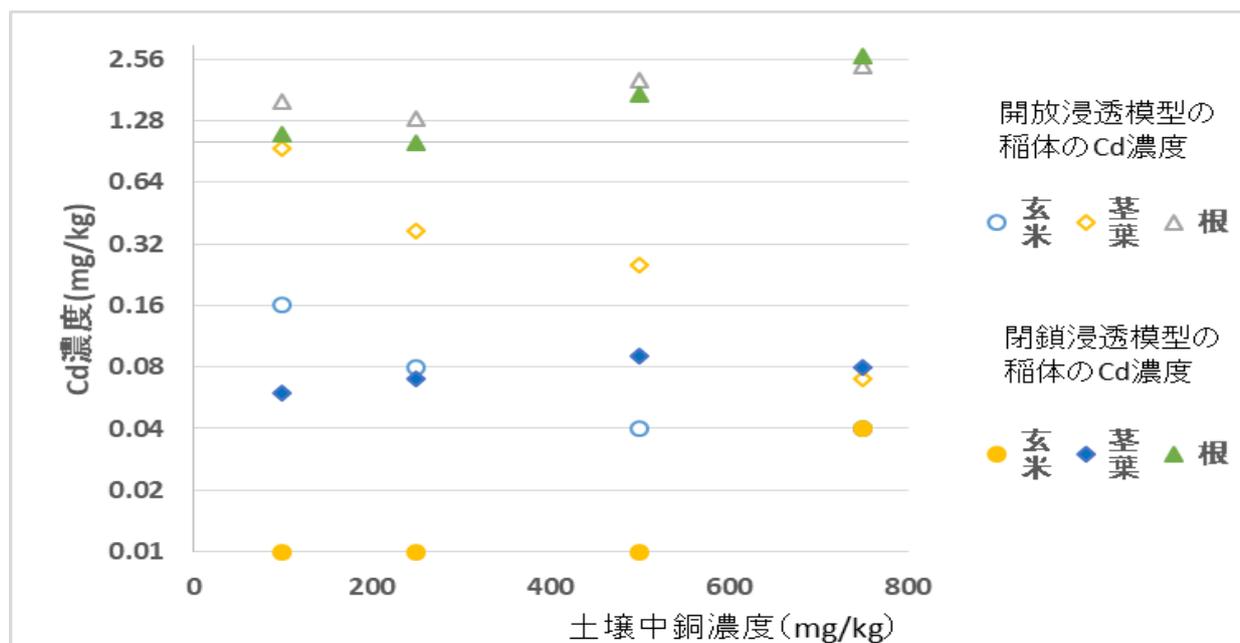


図 4-2 土壌中の Cu 濃度と稲体の Cd 濃度の相関

表 4-2 土壌中の Cu 濃度と稲体の Cd 濃度の比率

模型名	土壌中銅濃度 mg/kg	模型の 浸透型					
			根	:	茎葉	:	玄米
①	100	○	10.0	:	6.5	:	1.0
②		●	106.0	:	9.0	:	1.0
③	250	○	16.8	:	8.9	:	1.0
④		●	100.0	:	10.0	:	1.0
⑤	500	○	59.0	:	1.8	:	1.0
⑥		●	66.3	:	2.0	:	1.0
⑦	750	○	97.0	:	2.0	:	1.0
⑧		●	64.0	:	2.0	:	1.0
ダイズ模型			根	:	茎葉	:	子実
地下水位10cm			6.8	:	0.5	:	1.0
地下水位40cm			1.4	:	0.6	:	1.0

○：開放浸透 ●：閉鎖浸透

土壌中の Cu 濃度の増加で稲体の Cd 濃度の比率がどうなるかを検討した結果を表 4-2 に示した。玄米を 1 としたとき、茎葉の値が 2.0~10.0、根で 16~165 となった。植物体の Cd 濃度は、根>茎葉>玄米となった。土壌の Cd が根から吸い上げられ、上方に移動することが分かる。稲体の Cu 濃度のような植物体の濃度順位とはならないことが判明した。また、この移動特性は、これまでの Sasaki et al.<sup>15)</sup> と同じ結果となった。大豆の植物体での根、茎葉、子実の Cd 濃度の大小も本試験と異なる傾向となった<sup>29)</sup>。Cd に対する根からの移動特性が大豆においては異なるメカニズムと推測される。

本研究により、複合汚染土で Cu 濃度が増加する場合の生育収量や稲体の玄米、茎葉、根の Cu 及び Cd 濃度の分布特性や浸透型の影響<sup>30)</sup> が明らかとなった推察される。

### 3) 今後の課題

複合汚染土を用いた浸透型を明確にした成層水田の研究例は少なく、今後の課題としては以下の3点を考えている。

今回 Cu 濃度は、最大で 750mg/kg までの実験であったが、現実のリンゴ園などでは、この値以上の値の土壌も存在することから、1000mg/kg の Cu 濃度の浸透型を制御した検討も必要である。

リンゴ園周辺の水田は、長年用いられたボルドー液の散布の影響を受けていると推定される。周囲の土壌の実態と大豆等の転作作物が作付けされていることを考えると、大豆の生育収量は Cu 濃度の影響を受けていると考えられる。しかし、こうした調査はなされていない。このような調査を行うことで、現在気づかれていない土壌の影響の解明につながると推測される。

最後に、これまでの浅見ら<sup>14)</sup>の調査では Cu と Cd の複合汚染土の水田が確認されている。今回の試験では、Cu 濃度を変化させた場合の生育収量や稲体の Cu と Cd 濃度の分布特性を解明した。しかし Cu 濃度は一定で Cd 濃度が変化する場合の研究はなされていない。複合汚染農地の Cd 濃度の増加の影響を解明することが必要と判断される。Cu 汚染地に、ニッカド電池などが不法投棄された場合は Cd との複合汚染が生じる可能性もある。こうした可能性に対応する研究も必要性があると予測される。

## 謝 辞

本研究の遂行にあたり、弘前大学農学生命科学部の加藤 千尋先生、松山 信彦先生、遠藤 明先生、山形大学農学部の安中 武幸先生及び岩手大学農学部の武藤 由子先生には大いに助言と指導を受けた。衷心より御礼申し上げます。試料の分析などでは弘前大学大学院理工学研究科の野田 香織先生、農学生命科学部の青山 正和先生の協力を得た。また、研究室の学生に多大な協力を得た。これらの各位の協力を厚く御礼申し上げます。

最後に、多岐にわたるご指導をいただいた弘前大学農学生命科学部の佐々木 長市先生に心から感謝申し上げます。

## 引用文献

- 1) 浅見輝男 (2010) : 日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, 東京, 86-95.
- 2) 環境省 (1971) : 農用地の土壌汚染防止等に関する法律の施行について  
<https://www.env.go.jp/hourei/06/000058.html>
- 3) 望月武雄, 中沼文昌, 花田慧, 鎌倉二郎 (1969) : 青森県坪川鉍毒水による水稻の被害に関する調査研究 (第1報), 弘前大学農学部学術報告, 15, 2-9.
- 4) 井上博道, 増田欣也, 坂本清, 額田光彦, 梅宮善章, 喜多正幸 (2007) : ボルドー液散布リンゴ園土壌での銅の蓄積と存在形態, 土肥誌, 78 (1), 81-83.
- 5) 青山正和 (2005) : リンゴを科学する, 弘前大学農学生命科学部附属生物共生教育研究センター, 公開講座資料, 35-39.
- 6) 農業環境技術研究所 (2003) : 植物の金属元素含量に関するデータ集録  
<http://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/techdoc/hvymetal/14CuMnZn.pdf>
- 7) 茅野充男, 北岸確三 (1966) : 重金属元素の過剰による水稻の被害に関する研究(I), 土肥誌, 37 (6), 342-347.
- 8) 「減反政策」の廃止で、日本の稲作はどう変わったのか  
<https://smartagri-ip.com/agriculture/247>.
- 9) 山田信明 (2007) : 農用地における重金属汚染土壌汚染の対策技術の最前線 2.客土による土壌汚染技術と客土効果の持続性, 土肥誌, 78(4). 411-416.
- 10) 松中照夫 (2005) : 土壌学の基礎, 農文協, 東京, 327-333.
- 11) 佐々木長市, 松山信彦, 久保田正亜, 野田香織, 加藤幸 (2009) : カドミウム汚染水田の浸透型が稲体のカドミウム濃度および生育収量に及ぼす影響, 農業農村工学会論文集, 261, 57-6.
- 12) 佐々木長市, 松山信彦, 久保田正亜, 野田香織, 加藤幸 (2010) : 客土を持つカドミウム汚染水田の浸透型が稲体のカドミウム濃度および生育収量に及ぼす影響, 農業農村工学会論文集, 268,

23-30.

- 13) 佐々木長市, 松山信彦, 久保田正亜, 野田香織, 角野三好 (2012) : カドミウム汚染水田の汚染土層厚の相違が稲体のカドミウム濃度および生育収量に及ぼす影響, 農業農村工学会論文集, 279, 13-20.
- 14) 浅見輝男 (2010) : 日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, 東京. 70-76.
- 15) Sasaki, K., Sasaki, C., Kato, C., Endo, A. Annaka, T., Moritani, S. and Matsuyama, N. (2016) : Studies on reducing cadmium uptake of paddy rice(*Oryza sativa* L.) by both soil dressing and mixing tillage. International Journal of Environmental and Rural Development, 7, 6-14.
- 16) Paul, S.K., Sasaki, C., Matsuyama, N., Noda, K., and Mritra, B.K., (2011) : Influence of percolation patterns on growth and yield of rice plants and uptake of cadmium from polluted paddy fields using soil dressing models. Pedologist, 54( 3), 222-229.
- 17) Fan, J., Sasaki, C., Kato, C., Matsuyama, N., Annaka, T., Endo, A., Li, S., Sasaki, K., (2018) : Influence of percolation patterns on copper uptake, and growth and yield with copper- polluted stratified paddy fields. International Journal of Environmental and Rural Development, 9(1), 101-108.
- 18) 浅見輝男 (2010) : 日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, 東京, 6-8.
- 19) 山根一郎 (1982) : 水田土壌学, 農業農村文化協会, 東京, 132-137, 285-288.
- 20) 佐々木長市 (1992) : 成層モデル土柱における開放・閉鎖浸透水の DO 値について, 農土論集, 159, 65-71.
- 21) 岩手県農業研究センター (2008) : 農作物調査基準  
[http://www2.pref.iwate.jp/~hp2088/library/chousa/chousa\\_index.html](http://www2.pref.iwate.jp/~hp2088/library/chousa/chousa_index.html)
- 22) 農林水産省(消費・安全局) (2011) : コメ中のカドミウム濃度低減のための実施指針 <http://www.maff.go.jp/j/press/syouan/nouan/pdf/110804-02.pdf>

- 23) Kohnke, H (1968) : Soil Physics, McGraw-Hill Book Company , New York, 160-170.
- 24) Seelawut, D., Arubol, C. (2020) : A preliminary investigation for Cu distribution in paddy soil and rice plants in contaminated paddy fields. International Journal of Environmental and Rural Development, 18, 283-290.
- 25) 文部科学省 (2017) : 食品成分データベース 穀類/こめ/ [水稻穀粒] /玄米 一般成分-無機質-ビタミン類-アミノ酸-脂肪酸-炭水化物-有機酸等  
[https://fooddb.mext.go.jp/details/details.pl?ITEM\\_NO=1\\_01080\\_7](https://fooddb.mext.go.jp/details/details.pl?ITEM_NO=1_01080_7)
- 26) Kobayashi, J. (1978) : Pollution by cadmium and the Itai-itai disease in Japan. `In: Oehme, F.W.(Ed), Toxicity of heavy metals in the environment part 1`, Marcel Dekker, New York, 29-35.
- 27) 厚生労働省 (2014) : 食品中のカドミウムの規格基準  
<http://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/syoku-anzen/cadmium/kikakukijun.html>
- 28) 浅見輝男 (2010) : 日本土壌の有害金属汚染, アグネ技術センター, 東京, 77-85.
- 29) Li, S., Sasaki, C., Kato, C., Matuyama, N., Annaka, T., Endo, A., Sasaki, K. (2017) : Reducing cadmium and copper uptake of soybeans by controlling groundwater level and its impacts on growth and yield. Environmental science and engineering, 8, 77-84.
- 30) 宮崎毅 (1991) : 閉鎖浸透流・開放浸透流 農土誌, 59( 8), 957.