

第1章 緒 論

第1節 背景と目的

1. 農地の基盤整備の状況

我が国の農地の変遷は土地改良の歴史である。戦前までは国家的プロジェクトの殖民開拓による農地開発が盛

んに行われた。昭和初期から終戦までの農業発展の停滞期を経て、戦後復興期には食料増産と入植促進のための農地開発が進んだ。その後の土地改良では、食料増産期の生産性安定化や機械化農業に対応するための区画整理や排水改良など、整備水準も高度化してきた。現在では、

表1-1-1 農業農村整備事業及び北海道農業と暗渠施工面積の推移(北海道立総合経済研究所, 1963a; 1963b; 北海道農業土木協会, 2006; 農業土木学会北海道支部, 2004より作表)

西暦	暗渠排水		法律・制度等の制定に関する内容	道営事業に関する内容	北海道農業などに 関係する内容
	施工面積*1 (ha)	積算面積 (千ha)			
1936	439	0		団体営土地改良事業・補助率50%	
1937	844	1			
1938	719	2			
1939	958	3		団体営土地改良事業に道費補助	土管製造専業化
1940	1,446	4			
1941	3,620	8			太平洋戦争勃発、凶作
1942	772	9			
1943	17,593	26			
1944	27,992	54			
1945	17,000	71	緊急開拓事業実施要領制定、土地改良予算所管換え		終戦
1946	22,830	94			
1947	9,954	104			
1948	11,386	116			
1949	1,017	117	土地改良法制定	暗渠排水事業は団体営	ドッジ緊縮財政
1950	3,205	120	北海道開発法制定		
1951	7,507	127	北海道開発局設置、国営は開発局・補助事業は道に分担	道営事業の開始	
1952	7,323	135	農地法制定、第1期北海道総合開発計画 (第1次5カ年計画)		凶作 冷害凶作
1953	13,780	148			
1954	9,546	158			
1955	11,012	169			
1956	12,067	181			
1957	11,738	193			
1958	13,586	206	第1期北海道総合開発計画(第2次5カ年計画)		
1959	13,848	220			
1960	16,373	237			
1961	16,644	253	農業基本法制定、開拓パイロット事業開始		
1962	17,886	271		農業構造改善事業の制度化	
1963	18,197	289	第2期北海道総合開発計画	受託都道府県営事業の実施	
1964	17,719	307	土地改良法改正	都道府県営事業の制度化	
1965	17,287	324	国営草地改良事業及び共同利用模範牧場建設事業創設		
1966	17,843	342	土地改良長期計画の制定	道営草地改良事業補助率60%	合成樹脂管の使用開始
1967	20,447	363		畑地帯総合土地改良事業の創設	
1968	22,042	385		道営明渠排水事業補助率55%	米生産調整開始 モミガラ暗渠が本格化
1969	21,625	406	畑作振興特別土地改良・開拓未利用地改良事業		
1970	17,034	423	国営農用地開発事業創設		
1971	17,789	441	第3期北海道総合開発計画	水田転換特別対策事業補助率70%	
1972	15,889	457	農村基盤総合整備パイロット事業		
1973	15,797	473	新土地改良長期計画閣議決定		
1974	13,766	487	農用地開発公社事業(新酪など)		
1975	12,011	499			
1976	14,087	513	農村基盤総合整備事業創設、土地改良法改正	土地改良総合整備事業の創設	
1977	15,776	528			
1978	19,558	548	新北海道総合開発計画		
1979	20,821	569		道営土地総合整備事業創設 (暗渠排水補助率50%)創設	
1980	15,529	584			
1981	11,183	596			低温・豪雨洪水
1982	11,035	607			
1983	9,783	616	第3次土地改良長期計画の策定		
1984	8,618	625			
1985	8,778	634	農業基盤整備事業に対する国の補助率一率引下げ		
1986	8,343	642		道営農地総合開発整備事業補助率60%	
1987	8,255	650			
1988	6,519	657	第5期北海道総合開発計画		
1989	6,108	663	国営土地改良事業制度の再編		
1990	5,354	668			
1991	6,126	675	「農業農村整備事業」に名称変更		
1992	5,325	680	農業経営基盤強化促進法制定	水田地帯営農再編総合整備事業 (道営補助率55%・団体営50%) 担い手育成基盤整備事業等の創設	ガット・ウルクアイラウンド 農業協定 冷害凶作 WTO協定開始
1993	6,248	686	第4次土地改良長期計画の策定		
1994	7,456	694			
1995	7,899	701	農業農村整備事業の再編		
1996	7,900	709		21世紀高生産基盤整備促進特別対策事業 (暗渠排水補助率95%)創設	冷害
1997	10,844	720	第6期北海道総合開発計画		
1998	11,144	731			
1999	12,223	744	食料・農業・農村基本法の制定	緊急生産調整推進水特別事業補助率80%	
2000	10,829	754			
2001	12,534	767	北海道開発庁が国土交通省に編成	新21世紀高生産基盤整備促進特別対策事業 (暗渠排水補助率92.5%)創設	
2002	9,437	776	土地改良法の改正		
2003	9,294	786		経営体育成基盤整備事業の創設	
2004	8,399	794			
2005	9,409	803			

*1 北海道暗渠排水土管協同組合連合会が集計している各年の暗渠資材出荷量から推定した暗渠施工面積を用いた。

水田の集約再編や汎用田における生産性安定化、畑作や野菜作の多期作型導入を支援するため、土地改良が推進されている。

未開の地が多かった北海道の土地改良では、表1-1-1に示すように、まず、戦後の入植のための農地造成が積極的に行われた。1961年の農業基本法制定以降には、区画整理や客土などの整備も継続的に行われ、同時に暗渠排水の整備面積も飛躍的に増加した。

土地改良の中で暗渠排水を整備する事業は、1932年の「暗渠排水事業補助要領」の制定により実施されるようになった。当時は、樹木の枝を束ねた粗朶による暗渠が主流であった。1936年から暗渠用土管が製造され、1939年に暗渠排水に用いる土管専業工場が稼働して、暗渠施工面積は増加していった(北海道立総合経済研究所, 1963a; 1963b)。この頃の暗渠排水は湿地を開畑するための工事としてが多い。戦後は、基盤整備の推進を支援するために、1949年の「土地改良法」や1950年の「北海道開発法」が制定され補助制度が整えられていった。近代の基盤整備において、一時、ドッジ・ライン緊縮財政の影響で土地改良事業の縮小もあったが、1951年からの都道府県営事業の開始や景気の拡大に伴い、水田でも行われるようになってきた暗渠の整備面積は年々増加していった。これは、1964年に「土地改良法」の改定に伴い「都道府県営事業」が制度化され、農地生産基盤の整備が最盛期を迎えたことによる。この時期は、泥炭地などの条件不利地に対する暗渠施工面積の増加や大規模な牧

草地の創出などにより、耕地面積も増加したものと考えられる。1980年代を迎え土地改良の整備量は少なくなる。1990年に北海道の耕地面積が121万haとなる。その後は、土地改良の整備量の停滞期が到来し、1990年をピークに耕地面積も減少に転じる(図1-1-1)。1990年以降には、暗渠排水などの耐用年数が超えた圃場が増えてきており、年間に約1万ha規模の再整備が水田と畑の両方で行われている。暗渠の整備量は、農業情勢や事業制度により増減している。その中でも、暗渠排水は農業者からの再整備の要望が最も多い工種である。

以上のように、土地改良における暗渠排水の位置づけは、農地が創出された後に、第一段階として生産性を高位安定化するための整備工法であった。その後の暗渠排水の位置づけは、機械化農業及び農業経営の多様化に対応するためや、多様な作物を導入するために、圃場条件を良好に維持する基幹的な排水であることが求められている。しかし、これら圃場の排水機能の要求に対しては、暗渠排水だけによる対応では限界があると考えられ、総合的な排水改良技術のあり方の検討が重要である。

2. 農地の排水改良の必要性

排水不良な土壌は、土壌保全調査事業による全国の地力保全基本調査最終集計(土壌保全調査事業全国協議会, 1991)で我が国の農耕地508万haのうち、沖積土の灰色低地土とグライ土だけで40%を占め、その他の多湿黒ボク土や灰色台地土を加えると55%になり、農耕地の半数を占めている。このうち北海道の地力保全基本調査最終集計(北海道立中央農業試験場, 1990)によると、北海道には、農耕地1,190,365haのうち排水改良を必要と推測される土壌(多湿黒ボク土, 灰色台地土, グライ台地土, 灰色低地土, グライ土, 黒泥土, 泥炭土など)が578,803haあり、全体の48.6%となっている(表1-1-2)。北海道の排水不良な土壌には、泥炭土と灰色台地土が水田と畑で、多湿黒ボク土が畑が多い。

この土壌の面積集計には、土地生産力を統一的に区分した土壌生産力可能性等級(農林水産技術会議, 1964)が示されている。土壌生産力可能性等級の区分から、土壌の排水性が悪く、農業生産に対して阻害要因となるⅢ及びⅣ等級の土壌の面積割合について、水田の減水深の区分である「湛水透水性(Ⅰ)」では、全国平均が5.8%に比べ北海道が7.8%と同程度であり地域差が小さい。水田のグライ化度と水稻根障害、有機物と遊離酸化鉄含量の区分である「酸化還元性」では、水田の歴史が長い府県で高く、全国平均が16.3%と強還元性や老朽化水田が問題になっているのに比べ、水田の歴史の短い北海道で

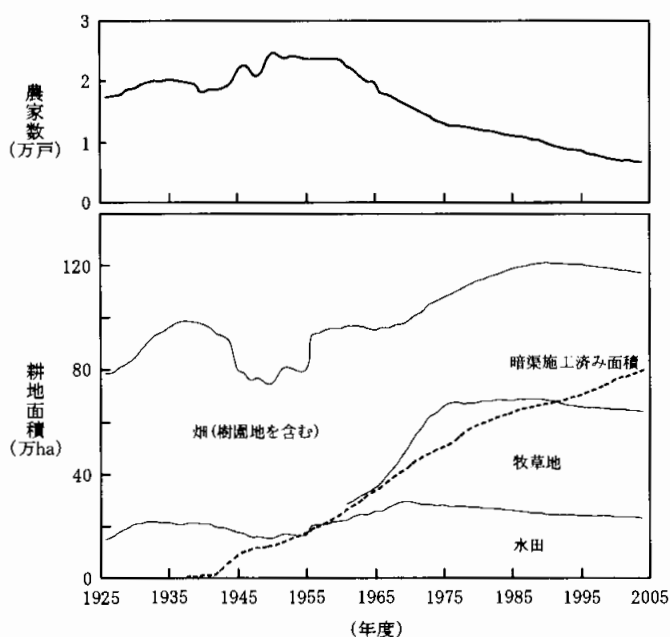


図1-1-1 北海道の耕地面積と暗渠施工済み面積の推移 (農林水産省, 1980; 各年より作図)

表1-1-2 北海道の農耕地土壌の支庁別分布面積（北海道立中央農業試験場，1990より作表）

大まかな土壌区分	土壌群	土壌統群	支庁別面積 (ha)												全道		
			石狩	渡島	松山	後志	空知	上川	留萌	宗谷	網走	胆振	日高	十勝		釧路	根室
黒ボク土	(03)	厚層多腐植質(03A), 厚層腐植質(03B)	6,563	15,271	5,301	9,585	3,578	1,593	0	2,161	36,612	19,052	22,494	82,685	66,683	72,942	344,520
		表層多腐植質(03C), 表層腐植質(03D), 淡色(03E)	1,602	1,220	859	180	1,535	0	0	0	1,363	2,395	706	42,909	2,125	28,847	
	(04)	厚層多腐植質(04A), 厚層腐植質(04B)	568	381	0	0	407	0	0	0	663	2,090	448	915	519	0	5,991
		表層多腐植質(04C), 表層腐植質(04D), 淡色(04E)	0	0	45	0	0	118	0	16	827	87	250	0	0	0	
	(05)	多腐植質(05A), 腐植質(05B), 淡色(05C)	254	0	2,013	9,287	7,546	18,562	4,111	8,097	22,412	450	1,114	7,313	0	0	81,159
台地土	(01)	岩屑土(01A)	1,654	178	1,020	3,397	2,545	19,202	1,236	6,180	21,726	1,860	867	12,492	60	0	72,417
		細粒(06A)	3,554	0	155	1,233	16,201	14,226	1,775	12,486	22,611	95	128	12,945	73	0	85,482
	(06)	細粒(06B), 礫質(06C)	382	0	0	197	4,565	2,253	280	2,629	1,003	0	0	1,093	0	0	12,402
		中粗粒(06D)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(07)	細粒(07A), 中粗粒(07B), 礫質(07C), 石灰質(07D)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
低地土	(08)	細粒(08A), 中粗粒(08B), 礫質(08C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		細粒(09A), 中粗粒(09B), 礫質(09C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(09)	細粒(10A), 中粗粒(10B), 礫質(10C)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		細粒(10D), 中粗粒(10E), 礫質(10F), 塩紋あり	0	0	0	537	450	3,924	0	342	71	0	0	0	0	0	5,324
	(10)	細粒(11A)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
暗赤色土	(11)	礫質(11B)	1,865	666	1,354	2,177	6,799	9,742	9,606	2,120	8,213	134	1,567	16,644	1,172	0	62,059
		細粒・塩紋なし(12A)	1,222	2,972	2,811	5,218	5,944	13,556	618	2,297	26,972	1,847	4,486	44,767	7,975	1,380	122,065
	(12)	中粗粒・塩紋なし(12B), 礫質・塩紋なし(12C)	284	0	0	1,532	475	191	0	0	0	0	0	0	0	0	2,508
		細粒・塩紋あり(12D)	743	89	591	401	383	3,235	256	0	37	117	506	0	0	0	6,358
	(13)	中粗粒・塩紋あり(12E), 礫質・塩紋あり(12F)	868	1,057	3,301	2,033	20,060	11,636	6,414	4,193	9,994	1,056	1,639	14,994	5,128	158	82,531
泥炭土	(13)	細粒・灰色系(12A), 細粒・灰褐色系(12D), 下層有機質(13H)	1,998	774	570	1,833	1,648	8,320	1,724	1,120	4,980	4,226	1,928	6,019	2,916	1,613	39,679
		中粗粒・灰色系(12B), 礫質・灰色系(12C), 中粗粒・灰褐色系(12E), 礫質・灰褐色系(13F), 下層黒ボク土(13G), 塩紋なし(13I)	7,836	2,941	630	1,188	26,528	11,476	2,362	2,708	3,298	1,312	837	2,787	375	0	64,278
	(14)	細粒強(14A), 細粒(14D), 下層有機質(14G)	1,407	1,448	608	267	2,282	3,875	1,182	1,551	253	676	425	1,235	0	38	15,247
		中粗粒強(14B), 礫質強(14C), 中粗粒(14E), 下層黒ボク土(14F)	881	173	46	281	0	0	368	677	260	36	78	0	0	0	2,800
	(15)	砂丘未熟土(02A)	1,934	0	0	0	99	276	0	0	0	0	0	0	0	0	2,309
造成土	(16)	黒泥土(16A)	15,414	1,636	2,171	1,201	25,661	9,270	5,948	9,690	7,560	26	2,688	10,202	3,758	3,027	96,152
		泥炭土(16B)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(17)	造成台地土(17A)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(18)	造成低地土(18A)	36,101	9,457	10,307	19,488	107,457	84,009	23,806	42,716	74,208	12,326	9,913	100,412	14,920	33,683	578,803	

(注) 表中の網かけした土壌統及び土壌統群は、暗葉排水や土層改良による排水改良が必要な場合がある土壌を示している。

0.0%である。他方、透水性と湿潤程度、土壌型、土地利用で区分された畑の「土地の湿(w)」の阻害要因を有していた土壌は、全国平均が9.3%に比べ北海道が20.5%と多い(表1-1-3)。

このことから、水田に対する排水改良は、全国で共通した課題である。畑に対する排水改良は、全国の畑の44%占める北海道で排水不良な土壌が多く、北海道の課題である。

このような排水不良な土壌条件を克服するため、土地改良事業で行われている暗渠排水と排水路等の全国での施工面積は、1990～2002年の年間平均値が850千haと膨大である。これら排水改良が行われたことにより、北海道における農地の整備状況は、水田と畑のいずれも日排除程度あるいは4時間排水が可能となった農地が大部分を占めるとされている(表1-1-4)。

暗渠排水や排水路等の施工は、寒冷地で湿性な土壌が分布している北海道・東北・北陸で多く、北海道で全国の30%以上を占めている(図1-1-2)。脇坂・小林(1981)の全国調査でも積雪寒冷地ほど暗渠施工面積が多いことが指摘されている。古くからの製造量の記録がある1936年～2005年の暗渠資材の出荷量から北海道における暗渠施工面積を推定すると798,376haとなる。これは、北海道において排水改良を必要とする土壌の面積を超え

ている(図1-1-3)。しかし、暗渠の耐用年数については、Van-Zeijts(1993)の暗渠排水の疎水材や管周辺の状態から見た耐久性が30年程度が妥当との指摘や疎水材の理化学的経年変化による耐用年数の目安(北川, 2005)がある。これらでは、現地での暗渠が再整備される年数より長い年数を示しており、土地改良事業の効果算定の目安(農林水産省, 1993)に近い。そこで暗渠の耐用年数を土地改良事業の効果算定の目安である30年として、現在、耐用年数内にある暗渠施工面積を試算すると299,745haとなる(図1-1-3)。実際の暗渠施工は、主要な水田と畑地帯に特化しており、整備に地域の偏りがある。暗渠施工面積が多い地域では、2回目、多いところで3回目の再整備となっている。他方、暗渠施工面積の少ない地域では、継続的な整備が行われていないため、暗渠の耐用年数を超えた農地が多く存在することも事実である。このことは全国で共通することと考えられ、実質的な排水改良の整備水準が低下することは大きな懸念材料である。

また、これまでは暗渠単独による排水改良に偏っていた。その暗渠排水の設計基準は、暗渠の計画排水量を重要視しており、暗渠間隔を狭くすることで排水量の増加を導いているが、実際には排水量が増加しない。暗渠排水量の大小は、線的な配置である暗渠までの水移動の難易に大きく影響を与える土壌物理性に起因する。そのた

表1-1-3 地力保全基本調査最終集計の土壌生産力可能性等級Ⅲ及びⅣの阻害要因割合
(土壌保全調査事業全国協議会, 1991より抜粋)

示性分級式 項目		表 土 の 厚 さ t	有 効 土 層 の 深 さ d	表 土 の 礫 含 量 g	耕 耘 の 難 易 p	湛 水 透 水 性 l	酸 化 還 元 性 r	土 地 の 湿 度 w	自 然 肥 沃 度 f	養 分 の 豊 否 n	障 害 性 qi	災 害 性 a	傾 斜 s	浸 食 e
水田	北海道	5.9	4.7	0.0	17.2	7.8	0.0	—	4.7	4.8	3.8	0.5	—	—
	全 国	0.2	4.9	0.0	11.0	5.8	16.3	—	5.6	7.0	3.7	0.4	—	—
畑	北海道	15.0	13.7	1.6	6.7	—	—	20.5	30.1	30.5	5.5	3.3	8.7	10.6
	全 国	9.7	12.7	3.9	7.9	—	—	9.3	31.3	28.6	5.7	1.7	8.5	12.9

表1-1-4 北海道における農地の排水性の状況(北海道開発局, 1994より抜粋)

地目	4時間排水 面積(ha)	日排除程度 面積(ha)	排水不良 面積(ha)	計
水 田	122,565 (50.6)	98,767 (40.8)	20,721 (8.6)	242,053
畑地計	633,341 (65.6)	271,905 (28.2)	60,558 (6.3)	965,804
普通畑	258,109 (59.7)	141,412 (32.7)	32,529 (7.5)	432,050
牧草地	373,744 (70.5)	128,365 (24.2)	27,663 (5.2)	529,772
樹園地	1,488 (37.4)	2,128 (53.4)	366 (9.2)	3,982

- ・1 4時間排水及び日排除程度面積は10年確立降水量をその時間内で排除できるような諸元で設計した排水組織を完備した農地の面積。
・2 各地目における4時間排水及び日排除程度、排水不良面積値の右の()内の数値はそれぞれの面積割合である。

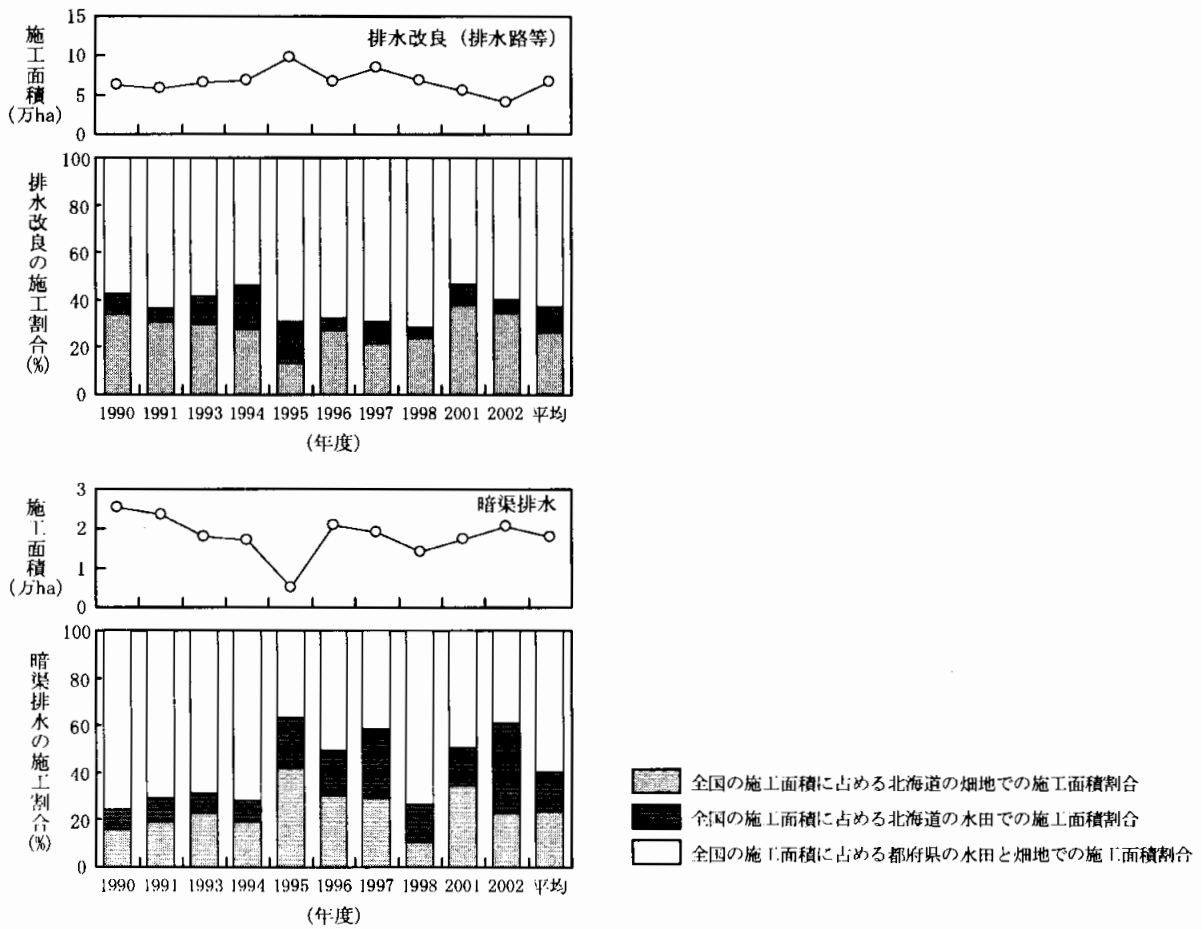


図1-1-2 全国の排水改良及び暗渠排水の整備における北海道の施工面積割合
(農林水産省, 1990~2002より作図)

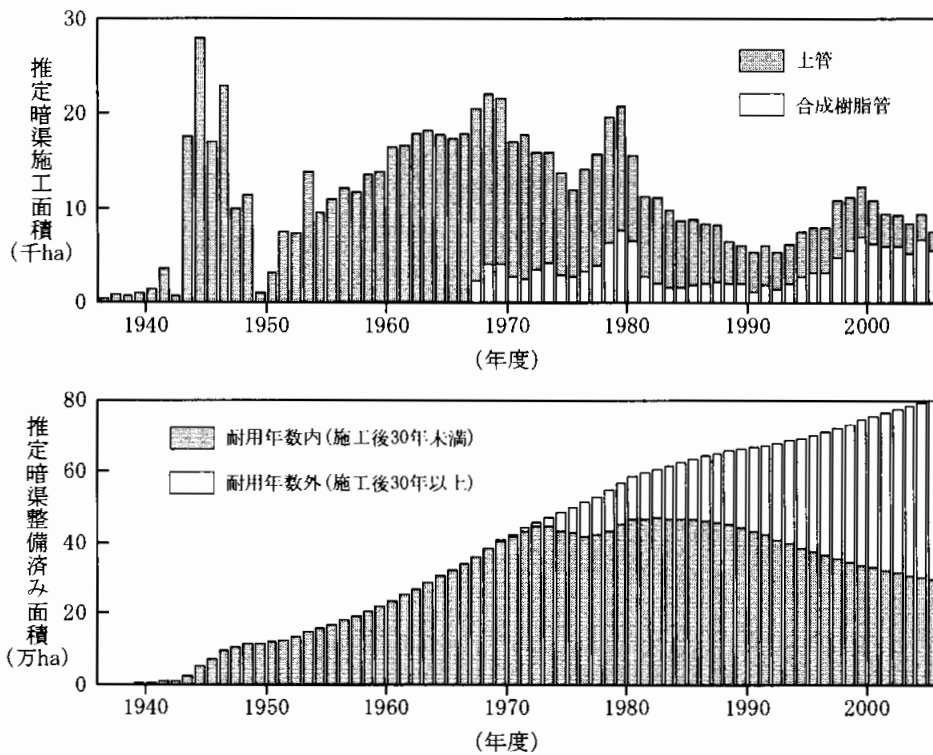


図1-1-3 北海道における暗渠施工面積積算値

め、圃場の排水性向上には、暗渠だけでなく土壌物理性を改善する土層改良が必要とされるが、土層改良を組合せた暗渠の導入は進んでいない。そのため、圃場の排水性向上を図るには、土壌の物理性を考慮して土層改良を組合せた暗渠による排水改良技術を確立する必要がある。

そこで本研究では、農地の生産性維持のために生産基盤の整備水準を継続的に維持していく必要があることか

ら、主要な排水改良である暗渠の排水機能低下の要因を明らかにし、その対策として暗渠排水の改善策や新しい土層改良法が必要である。加えて、根本的な排水改良の機能回復対策として、排水不良土壌の物理性を全国統一的な土壌評価区分を用いて排水改良の観点から整理するとともに、それに基づいた土層改良を積極的に活用する排水改良技術の適用区分について提案する。

第2節 既往の研究成果と到達点

1. 暗渠排水の設計と施工の現状

暗渠排水は紀元前からエジプトなどで用いられ、その歴史は古い。近代の欧米では、畑作物の生産を行うために湿潤地帯から乾燥地帯まで、地下水排除と土壌の気相の確保、塩類集積防止のために暗渠排水を設置している (ICID, 1987)。

我が国の本格的な暗渠排水の計画・設計手法は、これら欧州の畑の暗渠排水技術を参考にして、水田への対応がなされた設計基準が最初である (農林省農地局, 1955)。その後には、試験研究の積み重ねに基づく改訂がなされ、我が国の暗渠排水の設計基準は、水田での計画・設計手法が進展した。1979年改訂の暗渠排水設計基準 (農林水産省, 1979) では、我が国の水田と畑で用いる暗渠排水の計画とともに、土層改良を加えた排水改良技術も提案されている。

欧米の暗渠排水は、畑に対する改良で、表1-2-1の地下水位と計画排水量の目安が示されている。乾燥地への暗渠排水は、灌漑による塩類集積を防止するための除塩と毛管上昇抑制の役割 (FAO, 1982a; 1982b) が大きい。乾燥地の暗渠排水の計画排水量は湿潤地ほど高くない。乾燥地の計画排水量は、土壌の透水性が低い土壌で 2 mm day^{-1} 未満、灌漑が行われる透水性が普通の土壌で $2\sim 3$

mm day^{-1} 程度である。塩類集積しやすく灌漑もあまり行われない条件では、 3 mm day^{-1} より高いことが望まれる。

我が国の気候に近い欧米の湿潤地では、畑作物の生育に適した根域の環境を確保するため、暗渠排水により地下水位を $0.4\sim 0.5\text{ m}$ 以下にして土壌の気相を増加させることを目標としている。そのための計画排水量は、概ね $10\sim 20\text{ mm day}^{-1}$ としている。我が国では、最適な地下水位 (幸田, 1983) が $0.3\sim 0.5\text{ m}$ 以下である畑作物の栽培が多く、暗渠排水により地下水位を低下させ根域の気相を確保することが重要で、地下水位が 0.5 m 以下、計画排水量が $10\sim 30\text{ mm day}^{-1}$ とすることを目標としており、フランスやアメリカに比べて大差がない。

また、畑の暗渠排水の計画排水量 $10\sim 30\text{ mm day}^{-1}$ は、北海道に分布する排水不良な土壌において、畑作物の根域となる深さ $0\sim 30\text{ cm}$ までの有効土層中の粗孔隙量 $30\sim 50\text{ mm}$ (石渡ら, 1993) と同程度で、これにより降雨後に余剰水を迅速に日排除して有効土層中の気相を確保する目標と同じである。また、この畑の暗渠排水の計画排水量は、北海道の畑地帯の網走や十勝地方の5年確率4時間降水量の $40\sim 60\text{ mm}$ (日本気象協会北海道本部, 1992) の降雨を地表排水以外の地下排水により排除できる量に相当すると考えられる。このことは、5年に1度の割合で発生する作物への湿害に対処できる圃場の排水性を確保する意義として適当である。

表1-2-1 暗渠排水の計画地下水位と計画暗渠排水量 (ICID, 1987より一部改変)

気候	国名	計画地下水位 (m)	計画暗渠排水量 (mm day^{-1})
湿潤地	西ドイツ		7-18
	ハンガリー	0.5 -1.2	3.5-5.2
	アイルランド	0.4 -0.6	10-15
	オランダ	0.3 -0.5	露地栽培 7-10 施設栽培 20-30
	ポーランド	播種期 0.4 -0.6 成長期 0.45-0.8	5-8
	ポルトガル		9-18
	フランス	集約農業 降雨後1日で 0.2 m から $0.45\sim 0.5\text{ m}$ に 粗放農業 降雨後3-5日で 0.2 m から $0.45\sim 0.5\text{ m}$ に	平地 10-20
	アメリカ		山地 10-50 10-38
	日本	水田 降雨後2-3日で $0.3\sim 0.4\text{ m}$ 、7日で $0.4\sim 0.5\text{ m}$ 畑 降雨後2-3日で $0.5\sim 0.6\text{ m}$ 、7日で $0.6\sim 1.0\text{ m}$	水田 10-50 畑 10-30
	中国南部	麦 0.5-1.2 綿 0.5-1.5	
乾燥・半乾燥地	根域厚+飽和水面からの毛管水高さ		
	インド	1.2	2.5
	イラク	1.2	2.5-3
	パキスタン	耕地 1.0 休閑地 1.5	2.5-3.5
	ルーマニア	砂質土 0.6-0.8 壤土 1.0-1.2 粘土 1.3-1.2	3.5以下
	ロシア		0.8-2.3
	オーストラリア	地下水に塩分含有の場合 (0.2 dS m^{-1} 以下) に灌漑後 1週間で $0.8\sim 1.1$ 、園芸作で $0.45\sim 0.75\text{ m}$	0.8-3.5 園芸作 2.5-5

一方、水田では、水の利用状況や作物の反応が畑と異なる。水田の排水の必要性は、地耐力の確保(国分ら, 1966)や営農作業や作物生育(国分ら, 1977)のため、地表残留水を排除することである。平均的な均平精度の水田において地表残留する余剰水量は50 mm程度に相当する(富士岡・丸山, 1971b; 1971c)。そのため、水田の暗渠排水は、地表残留水を排除するため計画排水量が10~50 mm day⁻¹に設定され、欧米における畑の暗渠排水の計画排水量に比べて高い水準である。

現行の暗渠排水設計基準(農林水産省, 2000)には、土壌の飽和透水係数や地表残留水排除時の暗渠排水量から水田の暗渠排水の計画排水量と暗渠間隔を決定する方法(荻野・村島, 1985a; 1985b; 1985c; 村島・荻野, 1985; 1990a; 1990b)が示されている。既存の土壌条件から最適な暗渠間隔を導き出す方法については、これまでも定常状態のHooghoudt, Donnan, Ernst, Kirkhamの式や、非定常状態のGlover-Dumm, Guyon-Van schilfgaardの式が提案されている。最近では畑の暗渠排水の実測値から最適な暗渠間隔を導き出す方法について、排水シミュレーションソフトを用いた方法(Skaggs, 1992; Singh and Kanwar, 1995; Kurien et al., 1997)が提案されるなど、研究が進展している。

しかし、実際の暗渠排水で地表残留水がある土壌が飽和した状態から総排水量が50mm day⁻¹の暗渠排水量が流出する圃場は少なく、20~30mm day⁻¹が多い(森田, 1970; 農林水産省, 2000; 村島・荻野, 1990b)。これは、暗渠排水量が、圃場面の亀裂発生程度(富士岡・丸山, 1971a; 田淵, 1984; 井上, 1988; 1989)や暗渠周辺の浸透能(吉田ら, 2005)、土壌の種類(小川, 1984)などの土壌条件に大きく影響するためである。このことは、最適に設定した暗渠間隔で施工した暗渠排水でも、計画した総排水量が流出するとは限らないことを示している。

以上のことから、暗渠排水の計画排水量は暗渠排水の通水機能の日安であって、単に暗渠排水の間隔や深さ、疎水材を使用するだけでは計画排水量を達成できないと考える。

目標となる暗渠排水の計画排水量と実際の暗渠排水量の関係は、次のように考える。暗渠排水の一時期の通水量であるピークの排水量が計画排水量を満足した場合は、暗渠排水の間隔や構造が現状で十分であると判断できる。ただし、暗渠排水の総排水量が計画排水量を満足しない場合であっても、経験的に適正な暗渠排水量や農業に適した土壌条件が得られる手立てが整理されていれば、暗渠間隔を狭くする必要はないと考え、土壌物理性の条件を整える土層改良や土壌管理などの組み合わせによって良

好な土壌条件にすべきである。そのため、我が国の暗渠排水の計画・設計には、基本となる我が国の土壌に基づいて整理された、排水改良の組合せ技術の提案が必要と考える。

特に、畑の暗渠排水は土壌条件によって暗渠排水量に大きな差があり、土壌条件に対応した改良が必要であると思われる。畑の暗渠排水は、欧米でほとんどが畑を対象にしていることから事例が多い(Concaret, 1981; FAO, 1982a; 1982b; Cavelaars et al., 1994)。そのため、各国で土壌や農業の条件によって、暗渠の勾配や集水方式、疎水材の考え方、問題点などには、多少の違いが見られる(ICID, 1987)。

我が国においても暗渠排水の20~30%は、畑に対して施工されている。畑の暗渠排水は、水田(丸山・森川, 1967; 丸田, 1970; 橋本, 1973; 矢橋ら, 1979; 田淵, 1984など)、転換畑や輪換田(木俣ら, 1971; 小幡, 1976; 藤野・林, 1980; 大垣, 1980; 村尾・長利, 1981など)での検討ほど多くない。畑の排水改良の必要性については、畑作農業の生産面(中山, 1986)や畑の土地条件(田中, 1968; 石渡・斉藤, 1989)、開畑に伴う局所的排水不良原因(松本ら, 1980)、北海道十勝地方の排水不良な畑土壌の特徴(菊地, 1981)の検討がある。また、東北地方では、栽培が盛んなリンゴの樹園地に対する排水改良の検討(篠邊, 1970; 1988; 四方田, 1978; 丹原, 1984)がある。

畑暗渠の工法については、自然地形の圃場に対する暗渠配線や資材の配置方法(北田, 1993)や改良山成畑の暗渠(佐々木ら, 1986)、湧水の浅層地下水脈を遮断する深層を対象とした特殊暗渠(辻ら, 1993)、重粘土畑に対する被覆材の適用性(秀島ら, 1993)がある。また、畑暗渠の効果については、傾斜畑の表面排水と暗渠の役割(佐藤ら, 1989)、土壌水分管理による地温上昇効果(村尾ら, 1980)、土壌水分と地下水への効果(福中ら, 1980)があるものの十分とはいえない。

一方で、心土破碎を組合せた暗渠の効果(佐藤, 1990)など、心土破碎や弾丸暗渠単独での検討や暗渠との組合せの検討は多い。また、暗渠排水以外の排水改良には、シートパイプ暗渠(津田, 1987)や縦暗渠(村井, 1985)、これまでに各地で開発された土層改良(北川, 2005)などがあり、我が国独特の改良技術が多数検討されている。

そこで、これからの暗渠排水は、排水不良土壌の特徴に基づき、個別に検討された排水改良技術の組合せについて整理した排水改良区分が必要と考える。これにより、現設計基準を基本とした畑や水田に対する土層改良の強化が図られ、暗渠排水だけに頼らない排水改良技術となる。

2. 暗渠の排水機能低下の要因解明と改善対策の現状

1) 暗渠の排水機能低下の要因解明の現状

暗渠の排水機能低下については、暗渠周辺の透水性の測定により施工10年後に暗渠の排水機能が低下したことを示した事例(Mirjat and Kanwar, 1994)がある。また、暗渠の排水機能低下について村島・荻野(1992)は、近畿と四国、中国地方の事例調査から疎水材の埋設厚の不足と疎水材直上への耕盤層形成、暗渠管への泥土堆積が原因であることを指摘した。石渡ら(1992b)も、暗渠の排水機能には、暗渠の埋戻し土の状態が重要とし、疎水材の使用と埋戻し部の物理性の維持を指摘した。最近では、モミガラ暗渠のモミガラの腐朽による溝の空洞化(吉田ら, 2005)や暗渠直上の土壌の浸透能が排水機能に大きく影響していること(吉田・足立, 2005)が指摘された。

古くから農業者が指摘する暗渠管の閉塞については、日下ら(1993)が岡山県と新潟県で暗渠管内への堆積土の発生メカニズムを示したが、耐久年数の30年以内に通水阻害を起こすものではないとしている。フランスでは堆積土が原因の暗渠閉塞に対するジオテキスタイルフィルター材の適用が提案されているが、鉄の付着については言及していない(Linardn, 1991)。他方、管内への堆積物が鉄の場合についても多数の指摘があり(佐々木ら, 2003; Dent, D., 1986; 梅田, 1981; Ishiwata et al., 1998; 兼子ら, 1995)、通水阻害の要因となる場合もある。その他には、合成管へ付着物や管の変形による通水性低下の検討がある(根岸ら, 1981a; 1981b)。また、勾配など施工管理(尾口, 1980)や暗渠排水施工全般についての報告(緒方ら, 1973)もある。

このような暗渠の排水機能低下の改善対策については、大塚(1981)が千葉県における暗渠施工の貴重な経験から、暗渠の排水機能を発揮させるためには、施工管理や資材、排水路の条件が重要なことを指摘している。

暗渠の排水機能低下の要因については個別の指摘が多く、改善の優先度は不明である。そのため、普遍的な改善対策は確立していない。

2) 暗渠の排水機能改善のための疎水材の利用開発の現状

これまでに、暗渠の排水機能低下の具体的な改善対策として、暗渠管周辺の通水性を改善する被覆材(梅田, 1981; Stuyt, 1992)や埋戻し部の透水性を高く維持するために置換する通水促進材の疎水材(石渡ら, 1992b)の利用が提案されていた。暗渠の疎水材には、モミガラ(永石, 1977; 1980; 橋本ら, 1985; 清野ら, 1994)や貝殻

(坂井ら, 1987; 古木・長利, 1990; 長利・古木, 1990; 宍戸ら, 2002)、土塊を固化させる団粒促進材(神部ら, 1975; 1977; 1978; 高橋ら, 1990)、団粒促進材と粒状ポリエチレン(秀島ら, 1993)の利用とその効果について報告がある。疎水材は地域的な限定がある資材が多い。

水田地帯ではモミガラ以上に広域で使用可能な資材がなく、畑地帯では疎水材として使用できる資材が少ない。1993年の冷害年にはモミガラさえ確保できず、モミガラの代価となる疎水材の開発が強く要望されていた。

3) 強酸性土壌における暗渠管閉塞要因と回避対策の現状

暗渠の排水機能低下において農業者が最も懸念する要因には、暗渠管の閉塞がある。暗渠管の閉塞が顕著な事例としては、新鮮な酸性硫酸塩土壌に対する弾丸暗渠が短期間で閉塞する現象(Dent, 1986)や高鉄含有土壌の暗渠管の閉塞について報告がある(兼子ら, 1995; 甲谷ら, 1989; 佐々木ら, 2003)。これらの暗渠管に付着する酸化鉄の生成には、鉄酸化細菌の関与が指摘されていた(Ishiwata et al., 1998)。

このような鉄酸化細菌により管内に酸化鉄が付着する現象は、水道管の報告がある(上野, 1995)。この原因は、水源水質の影響で二価鉄濃度が高いためであった。現在の水道水が有すべき性状(厚生労働省, 2003)では、鉄及びその化合物の濃度が 0.3 mg L^{-1} 以下であることが飲料水の色と味覚を維持する上で必要とされ、加えて水道管が閉塞することがなくなる。水道水的全鉄濃度が 0.5 mg L^{-1} 以上になると、苦味が感じられ、赤水の原因となり管への酸化鉄付着が懸念される。

泥炭土や酸性硫酸塩土壌の農地にある暗渠排水や排水路、用水路の水質は、全鉄濃度が高く、鉄が付着していた(水野ら, 1995; 日本水道協会, 1993)。特に酸性硫酸塩土壌では、土壌中に硫化鉄が蓄積しており、農地利用で酸化的条件となると強酸性化する問題が取り上げられていた(水野ら, 1984; 山根, 1984; 山田ら, 1958; 太田・大平, 1986)。このような酸性硫酸塩土壌の北海道内の分布は、石渡ら(1992a)が整理するとともに、土木工事において大きな問題となることを指摘していた。

約80年前に噴火泥流が発生した北海道十勝岳泥流地帯では、強酸性化した農地を復興するための対策に暗渠排水によって土壌中の硫酸を洗い流す方法が提案され、現地で実施されてきた(猪狩, 1940; 三浦, 1982)。この当時の暗渠管が閉塞したかについての具体的な記録はない。ただし、本地域の地下水を飲用すると「かなげ」が強い

ことは伝えられていた(三浦, 1982)。このことから、本地域において暗渠管を閉塞する原因となる酸化鉄は、噴火泥流の酸性硫酸塩土壌から供給されたものと予想できた。

土壌中でのイオウや鉄の形態変化については、土壌のpHとEh(酸化還元電位)による関係が示されている(Garrels and Chraist, 1965; 竹野, 2005)。また、干拓地や汽水域の低湿地で硫化鉄が蓄積する現象については村上(1967)が示している。このような強酸性土壌地帯の圃場整備の報告もある(太田・大平1986)。土壌中のイオウとそれを保持する鉄が農作物の生育に与える影響については水稻の根腐れ症状があり、イオウによる還元が原因で(大杉・川口, 1983)、特に鉄が溶脱した老朽化水田で激しい(塩入・原田, 1943)、農業面の作用が明らかにされている。また、泥炭土からの鉄の溶出とその鉄形態については谷ら(2001a; 2001b)が示しており、これらの知見により泥炭土からの鉄の溶脱が理解できる。

以上のように、これまでは、土壌の酸性化と鉄の溶脱、酸化鉄の析出現象についての知見はあった。しかし、暗渠管閉塞の発生メカニズムの検討はなかった。

加えて、暗渠管の閉塞メカニズムを利用した暗渠管の閉塞を防止する技術的な検討も少ない。暗渠管の閉塞に対する管内洗浄(兼子ら, 1995)は一時的な対策でしかない。また、管内を湛水して酸化させず酸化鉄の生成を防止する技術(佐々木ら, 2003)は、暗渠管閉塞のメカニズムを利用した唯一の具体的な防止技術である。しかし、実用するためには暗渠管内を全て湛水する必要があるため適用できる圃場条件に限られる。これらのことから、噴火泥流地帯の土壌条件に起因する暗渠管の閉塞メカニズムに対応した実用的な対策技術はなかった。

3. 圃場の排水性向上のための土層改良法の現状

暗渠管周辺の土壌の透水性が低下した場合の回復技術については、既存暗渠の疎水材部の再掘削と資材補充が試行されている(甲谷ら, 1989)。これらの手法は、暗渠配線の複雑な畑で地中探査レーダを用いて暗渠管理設部を特定し(Doolittle, 1987; 大友ら, 1988; 道立十勝農試, 1989)、現有の暗渠施工機械を用いて旧暗渠の被覆材まで再掘削して疎水材を補充することが可能であったが、その施工方法と費用面で改善すべき問題があった(網走支庁農業振興部, 2004)。

しかし、暗渠の排水機能低下の要因には埋戻し部の土壌構造消失による透水性低下、耕盤層生成など暗渠周辺の土壌物理性が大きく関与しており、暗渠に疎水材を使

用することで暗渠周辺の通水性は確保されるが、圃場全体の排水性を改善するには至らない。そのため、圃場の排水性を向上させるためには、土壌物理性を改善する土層改良を暗渠に組合せることがこれまでも検討されてきた。

既存暗渠に組合せる土層改良には、パンブレカによる心土破碎(小林・水元, 1973; 千葉, 1974; 佐藤, 1990)や弾丸暗渠(永石・山下, 1967; 永石, 1968; 小幡, 1976; 金・川村, 1977; 新垣, 1988; Hathoot, 1998)の知見がある。また、心土破碎の改善については、破碎効果をより高めるため破碎爪に幅が広い抵抗板を付けた改良型心土破碎の効果が示される(丹羽ら, 1999)など、機械の開発も進展している。資材を利用したモミガラ心土破碎(福島, 1974; 中西ら, 1978)は、排水効果が長期間維持されるが、モミガラの使用量が多く、モミガラ収集や資材投入の作業に労力がかかる。

この他の土層改良には、作土や有効土層の化学的性質を改善するための技術として、客土攪拌耕、下層の良好な土壌と作土を混和する混層耕、作土と下層の良好な土壌を反転する反転客土耕、作土直下に化学的に不良土壌がある場合に心土と混和して有効土層を厚くする改良反転客土耕、下層の泥炭を作土と混和する分割混層耕、心土を破碎膨軟にして土壌改良材を投入する心土肥培耕などがある(菊地, 1981; 成田ら, 1985; 北海道農業開発公社, 1990)。しかしながら、これらは土壌物理性の改良を主目的としていないため、土壌物理性を改善する土層改良工法の充実が必要とされている。

1) 資材を利用した土層改良の現状

資材を利用して土壌物理性を改善するための心土改良耕については、水田でのモミガラ心土破碎(中西ら, 1978)や補助暗渠(工藤・斎藤, 2002)による排水改良を、畑で供給可能な完熟パーク堆肥でも施工できるようにしたオブナー式有材心土改良耕(横井ら, 2001b; 東田・北川, 2002)が代表的である。オブナー式有材心土改良耕は資材を投入した縦溝の間隔が60cm間隔と固定で排水効果が高いが、疎水材として使用する完熟パーク堆肥の量が圧倒的に多く、20~30kg m⁻³が必要となる。そのため、資材の使用量を少なくしても、耕盤層を改善する効果が長期間持続する土層改良工法が必要であった。

2) 資材を利用しない土層改良の現状

暗渠排水は土壌中の余剰水を排除する有効な手段であるが、整備費用が高く、局所的な対応が困難であった。

資材を利用しない土層改良である弾丸暗渠や心土破碎は、効果発現と耐久性に劣る土壤条件がある(Weil et al., 1991)。このため、生産者が費用を負担できるコストで耐久性がある排水改良が求められていた。これまでも弾丸暗渠の排水効果向上のための施工法(永石・山下, 1972)、耐久性向上のためのシートパイプ(杉山・津田, 1990)や土層改良剤(甲谷ら, 1990)の使用が提案されていた。また、資材を利用しない排水改良技術には穿孔暗渠(Maguire and Miller, 1954; 鈴木, 1989)がある。この穿孔暗渠の施工方法には、溝を掘削し土壁から長方形土塊を切り出して中央に寄せ倒し土蓋として閉じて溝空洞を形成する工法があった。しかし、これまでの穿孔暗渠は表土の薄い泥炭土に限定される工法であった。穿孔暗渠は、その低コストな特徴から土地利用型農業にとって必要である、そのためには、穿孔暗渠の適用性拡大のための改善(北川ら, 2004; 2006c)が必要である。

4. 土壌を考慮した排水改良技術の現状

暗渠排水などの排水改良の整備計画にあたっては、畑と水田の土地利用の違いにより、排水改良の改良目標が異なると考える。ここでは、畑には土地条件に近い草地を含めて検討する。

我が国の暗渠施工面積の60~80%は水田に対する整備である(図1-1-2)。そのため、これまでの施工技術は、ほとんどが平坦な水田や転換畑に対する技術の検討が多い(松本, 1981; 佐藤, 1981; 1988; 坂井, 1981; 小野ら, 1981; 大垣ら, 1981など)。

一方、暗渠施工面積の20~30%は畑に対する整備であるが、起伏のある畑への排水改良の検討(Cavelaars et al., 1994)は少ない。自然地形に対応した排水改良の対応は、府県の傾斜地水田の検討(永石・原口, 1986; 永石・井上, 1985; 佐藤, 1981; 佐藤, 1990)が大半であり、我が国ではあまり行われていない。また、畑に対する補助暗渠工法の報告(小野ら, 1981; 辻ら, 1993)もあるが水田ほど多くない。

さらに、畑における排水改良の農業生産上の具体的な必要性の報告(菊地, 1996; 北海道開発局農業水産部・北海道農政部, 1993)は少ない。これは、畑土壌では、化学性不良による収量低下を克服するための土層改良(菊地, 1981)が第一段階に必要となる。物理性を改善する土層改良や排水改良は、土壌化学性が改善された段階で必要となる対策であると考えられた。現在では、化学肥料や土層改良資材が充実し土壌化学性が生産性を制限する要因がなくなり、土壌物理性の不良により生産性を制限す

る要因が残され、土壌物理性を改善する土層改良の役割が明確になってきた。

これらから、特に畑暗渠と補助的な土層改良技術の充実による、圃場の排水性向上が必要と考える。

1) 土壌を考慮した排水改良技術の現状

我が国の農地造成において水利や地形条件の有利な沖積地は水田が造られ、水利や地形条件の不利な台地や丘陵地、低湿地は主に畑として利用された。これら畑の代表的な土壌である灰色台地土と多湿黒ボク土、グライ土の土壌物理性と土壌水分の保持特性は、土壌の種類により大きく異なる(北海道開発土木研究所土壌保全研究室, 1993; 石渡ら, 1993)。これまでは、これらの畑土壌に対する土層改良の必要性には、火山灰のパン土性などの化学性が重視され、化学性の不良を克服する各種の土層改良が提案された。排水改良などの物理性に対しては、暗渠排水と心土破碎の対応が提案されていた(菊地, 1981)。一方、排水不良な畑土壌の土壌水分特性と季節変動の比較(塩崎, 1984)などの排水不良に着目した比較は少なく、土壌物理性から見た排水改良の必要性を整理する必要があると考える。

北海道営の土地改良における排水改良や土層改良の要否等の計画策定にあたっては、事前に北海道立農業試験場が調査要項(農林水産省, 1979; 2000)に基づく土壌調査を実施する。この土地改良の調査要項による土壌の判定区分には、水田土壌を対象とした施肥改善調査の分類法を用いている(農林水産技術会議, 1964)。この施肥土壌区には、A.泥炭土壌からK.礫質土壌の基本土壌類型の11類型(北海道だけL.火山性土壌を追加し12類型)がある。本分類法は、泥炭の有無や土性、グライ化度と酸化沈積の程度などの基本的な理化学性の評価区分により合理的な水稲の施肥法を導き出すためのものである。このように施肥改善調査の分類法は、基本的に水田にしか対応できず、火山性土への考慮が不十分など、根本的な問題がある。しかし、現在も土地改良の実施判定には、暗渠排水設計基準に記載されているように、本区分が求められている。

一方で、行政機関が土地改良の計画策定時に用いる土壌図は、都道府県農業試験場が1959~1978年に地力保全事業により行った全国統一的な5万分の1及び20万分の1の農耕地土壌図である。この土壌図は、我が国の主要な農耕地土壌の分布が把握でき、土壌の基本的性質と地目別の土壌生産阻害要因を示している。北海道では、2002年までに農地の少ない21市町村を除く183市町村の

土壌図が完成している。本成果は農耕地土壌分類第2次案改訂版（農業技術研究所，1983）による土壌分類によりとりまとめられており，この土壌分類は広く用いられている。最近では国際的な土壌分類との対比を重要視し，Soil taxonomy(USDA soil survey staff, 1975)やSoil taxonomy second edition (1999)でも採用されているキータウト方式を採用した農耕地土壌分類第3次改訂版（農耕地土壌分類委員会，1995）が提案されている。しかし，本土壌分類は各都道府県の土壌図に記載されている土壌区分の読み替えと土壌の面積集計などの一覧が提供されていない。そのため現段階では，土壌学を専門としない

技術者の使用が難しく，適用する段階にない。これらのことから，農耕地の土壌研究において長期間使用され知見の豊富な農耕地土壌分類第2次案改訂版を用いることは，最適と考える。また，本土壌分類は，各地区の土壌区一覧(橋本・志賀，1993)や土壌情報デジタル化(日本土壌協会，2002)などの条件整備も進んでいる。

このような土壌分類を用いた土壌の排水不良区分に対する暗渠排水や土層改良の適用工種の整理は少ない。そのため，土壌を考慮した土層改良の組み合わせを前提とした排水改良技術の確立は我が国の生産性を高める上で重要と考える。

第3節 本論文の構成

水田では、農業競争力を強化するため担い手への農地集積と効率的営農のための大区画化に伴い、用排水施設の再配置が必要となるため、暗渠整備が盛んに行われている。他方、畑では、経営規模拡大に向けて機械作業性を高めるための圃場条件確保のためや、5年に1度の頻度で発生する冷湿害時の生産性低下を回避するために、暗渠排水の計画的な整備が要望がされている。

まず、農地の排水性を高める必要性について農業生産面から考える。水田では、湛水期間が長く、排水性が生産性に影響する期間が短い。水田の排水は、融雪後の圃場条件と易耕性確保、中干し落水による土壌還元緩和、収穫作業時の地耐力確保のために必要である。そのため、水田暗渠には、短期間で地表残留水を排水する能力が必要とされる。一方、畑の排水は、適期播種と良好な初期生育、降雨後の多湿時に発生する病害に対して直ちに機械防除が行える地耐力の確保、農産物品質が低下しない適期収穫作業ができる土壌条件を確保するため、作物生育全般にわたり適切な排水能力を必要とする。このように排水改良は、畑と水田で排水の目的が異なるもの様々な面で必要とされる。

土壌を考慮した排水改良には、土層改良を組合せた暗渠が必要な場合もある。条件によっては暗渠が不要な場合もある。しかしながら、従来の排水改良は、土地改良事業により導入しやすい暗渠排水だけに偏りがちであった。そこで、土壌を考慮した土層改良を組合せた排水改良技術の提案が必要と考え、本研究では、次の課題についての要因解明と技術的な解決方策を提案する。

まず第2章では、暗渠の排水機能低下の要因を解明するとともに、それに対応する改善対策を確立する。

第1節では、暗渠施工の実態から排水機能低下の要因解明を行う。これまで、個別の排水機能低下の要因が明らかにされてきたが、それぞれの発生程度は明らかにされていない。暗渠施工の実態から、暗渠の排水機能低下の要因別発生率を明らかにする。この結果から、暗渠の排水機能低下を回避する改善対策を提案する。

第2節では、暗渠の排水機能低下の最も有効な改善対策として、新たな疎水材の利用開発を検討する。これは、暗渠の排水機能低下の要因が、暗渠の埋戻し部や耕盤層の影響が大きく、疎水材の使用によって解決できることによる。暗渠の疎水材としては利用可能な地域資源としては、各種木材のチップ、火山礫と火山灰、砂利、ホタ

テ貝殻を提案し、それぞれの素材特性を整理して適用性を示す。

第3節では、暗渠の排水機能低下において、農業者が最も懸念する暗渠管閉塞について要因解明と対策工法を示す。暗渠管が顕著に閉塞する農地の条件を突き止め、暗渠管の閉塞現象の発生メカニズムを解明する。この暗渠管の閉塞現象に対しては、発生メカニズムに基づく暗渠管閉塞を回避する実用的な対策技術を開発するとともに、その対策効果を明らかにする。

第3章では、土壌物理性の不良を改善して圃場の排水機能を向上させる方策として、新しい土層改良法を提案する。

第1節では、資材を利用したカルチタイン式心土改良耕により堅密な心土を改良する新しい土層改良法について提案する。具体的には、堅密な土層を面的に破碎して粗大な完熟パーク堆肥を混和するカチタイン式心土改良耕による改良効果と施工の目安について明らかにする。

第2節では、資材を利用しない掘削式穿孔暗渠による土層改良法を提案する。生産者は、施工コストが安く、耐久性と排水効果が高い排水対策を求めている。そこで、暗渠管の資材を利用しない低コストな排水改良であるトレンチャ掘削式穿孔暗渠を提案し、その排水効果や耐久性、適用条件を明らかにする。

第4章では、圃場の排水性低下には暗渠周辺の土壌構造消失や耕盤層形成など土壌物理性が大きく関与しており、暗渠への疎水材使用で暗渠周辺の通水性は確保されるが、圃場全体の排水性を改善するには至らない。そのため、圃場の排水性向上には、土壌物理性を改善する土層改良を暗渠に組合せることが重要と考え、土壌を考慮した排水改良技術として、土壌を考慮した排水改良区分と具体的な排水改良技術について提案する。

まず、冷湿害年における畑暗渠が畑作物の収量を維持する効果を明らかにして、排水改良の有効性を整理する。次に、畑と水田の排水不良土壌の土壌物理性と暗渠の設置効果を比較して、土壌の種類による排水改良の効果発現について評価する。この結果に基づき農耕地土壌分類第2次案改訂版の土壌分類を用いて、新しい土層改良を含めた組合せ暗渠の排水改良区分を提示する。

総合考察では、以上の各章で明らかにした、暗渠の排水機能低下の要因解明、暗渠の排水機能低下を回避する改善技術、新たな土層改良工法、土壌との関連で考察を行う。

第2章 暗渠の排水機能低下の要因解明と改善対策

第1節 暗渠の排水機能低下の要因解明

1. はじめに

圃場の排水性は、溝切りによる地表排水と、暗渠排水や心土破碎、弾丸暗渠による地下排水により改善してきた。特に、暗渠排水や弾丸暗渠は土壌中の余剰水を排除する最も有効な手段である。しかし、暗渠排水に期待する効果が得られない排水機能の不良や経年的な排水機能低下が指摘される場合がある。

近年、暗渠排水の整備は、農業生産にとって欠かせない改良であるため農業農村整備事業により高い補助率を設定し、農業者の負担を軽減して、生産基盤の機能強化の一環として取り組まれている。この整備を有効なものにするためにも、暗渠の排水機能低下の要因については、早急に解明されることが期待され、改善対策の確立が急務となっていた。そこで、暗渠の排水機能低下が指摘された多くの圃場に対して現地調査を実施し、排水機能低下の実態を明らかにして、その発生要因を究明するとともに、暗渠の排水機能低下を回避する改善対策を提案する。

2. 試験及び調査方法

1) 暗渠の施工実態

北海道における排水改良の現状を明らかにするため、北海道における暗渠施工面積を推定した。暗渠施工面積の推定には、各資材メーカーから出荷され圃場に搬入された資材出荷量から推定するため、北海道暗渠排水土管協同組合連合会により集約された資材出荷量を用い暗渠施工面積を推定した。全国の暗渠施工面積は、農用地等建設業統計(農林水産省、各年)により集計した。

暗渠の工法の詳細を把握するため、北海道農政部の土地改良事業便覧(北海道農政部、1989a; 1989b; 1996b; 1999)掲載の暗渠を施工した事業で、該当地区の工法の詳細について各支庁及び耕地出張所、土地改良区の北海道営事業実施機関に残されている事業実施時に作成する土地改良事業計画図などを収集して集計し、過去から整備されてきた暗渠排水の現状を検討した。その結果から、北海道営事業による暗渠施工で事業実施計画書など詳細が明らかな256地区について、暗渠排水が実施された地域と土壌、施工面積、疎水材や管の種類、間隔や暗渠管埋設深など工法の概要について集約できた。水田は1985年から1997年実施の15,976ha、畑は1971年から1997年実

施の41,652ha、草地は1985年から1997年実施の5,503haの暗渠施工の詳細が明らかとなった。

2) 暗渠の排水機能低下の要因

北海道の暗渠施工の実態を勘案して、暗渠排水の必要性が高い地域を重点的に、施工された暗渠の排水機能について現地調査を実施した。暗渠の排水機能低下の要因を調査するため、北海道の各地において253圃場の暗渠周辺の土壌断面を掘削して調査を行った。調査地の概要は表2-1-1、図2-1-1に示した。暗渠周辺では、作土と耕盤、心土及び暗渠排水の埋戻し部の山中式土壌硬度を測定した。暗渠周辺の土壌断面調査253圃場のうち各調査市町村で代表される土壌統から抽出した71圃場では、作土と耕盤、心土及び暗渠排水の埋戻し部の土壌を100 cm³採土管により採取して、容積重、気相率(水田では0~3.1kPa、畑では0~6.2kPaの範囲)、飽和透水係数を測定した(土壌環境分析法編集委員会、1997)。さらに現地調査では、暗渠断面の全体形状、疎水材の埋設深、暗渠管の埋設深を調査し、同時に暗渠管や水閘、落

表2-1-1 暗渠の排水機能低下の要因調査圃場数

地目	地区数	圃場数
水田	114	114
転換畑	15	15
畑	109	109
草地	4	15
計	242	253

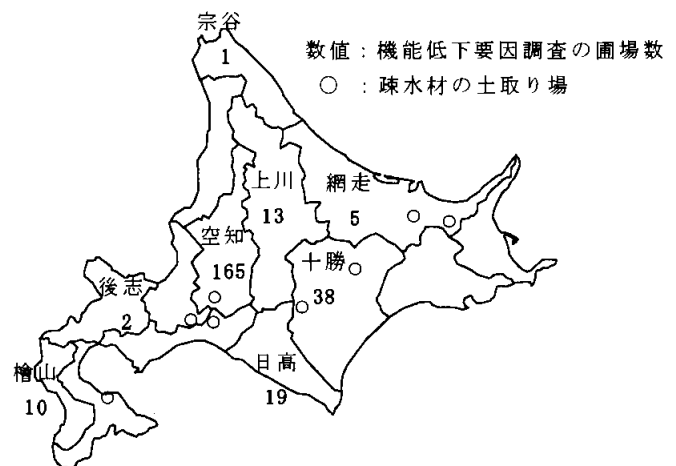


図2-1-1 調査圃場位置及び箇所数

水口の状態の確認も行った。14圃場では、暗渠管の勾配を調べるために暗渠管を一定間隔で掘削し、その埋設深の標高を計測した。

疎水材や被覆材については、経年変化を評価するため、土壌断面形状と断面積の測定し、資材を採取してC/N比を分析して検討した。暗渠管の機能維持状態の評価では、暗渠管を切断し管内の沈積物の厚さを計測し、沈積物も採取した。

暗渠管内の沈積物の種類を判定する方法は、適量の沈積物を水に混ぜた懸濁液を光学顕微鏡（倍率1000倍）で観察し、観察時に希塩酸を滴下して沈積物が溶解した場合は酸化鉄の沈積物と判定し、沈積物が溶解しない場合は土粒子の沈積物と判定した。

3. 結果及び考察

1) 暗渠の施工実態

暗渠の施工実態を把握するため、北海道営事業により施工された暗渠の施工方法や間隔や深さ、疎水材や被覆材の種類などの実態を明らかにする。

(1) 掘削の方法

暗渠を施工する場合、資材を埋設する溝を掘る必要がある。この掘削の方法には、バックホウ、トレンチャを用いる場合が多い。

北海道における水田暗渠の施工では、バックホウ掘削が60.7%、トレンチャ掘削が20.0%、バックホウ掘削とトレンチャ掘削の両方を用いる場合が19.3%であった。バックホウ掘削は、全ての土壌型で多く用いられている。特に堅密な土壌である台地土では、全てがバックホウによる掘削であった。また、黒ボク土でもバックホウ掘削が多い。トレンチャ掘削は、掘削溝の幅が細く、疎水材の使用量が少ないため、施工費用が安く済む。しかし、北海道で多く用いられているトレンチャは、掘削部形状がカップ式で、堅密な土壌である台地土や掘削溝が崩れやすい黒ボク土で適用しにくいことから、これらの土壌で施工面積が少ない。また、畑や草地ではトレンチャによる掘削は、泥炭土だけで行われ、泥炭土の5.5%、全ての土壌の中で0.9%と極めて少ない割合でしか用いられていない(図2-1-2)。

(2) 暗渠管の種類

暗渠の管種は、これまでに土管が多い。最近では、合成樹脂管が多く用いられてきている。2004年までの施工面積では、土管が全体の82.7%を占め、耐用年数30年以内の暗渠の63.6%を占めている。これまでに施工された

暗渠について、地目別の管種の割合は、土管の割合が多いが、地目による差がない(図2-1-3)。

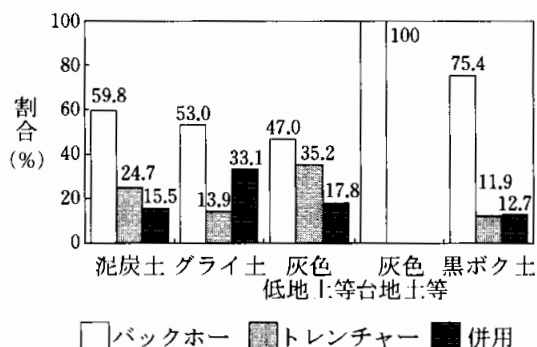


図2-1-2 暗渠施工における掘削方法

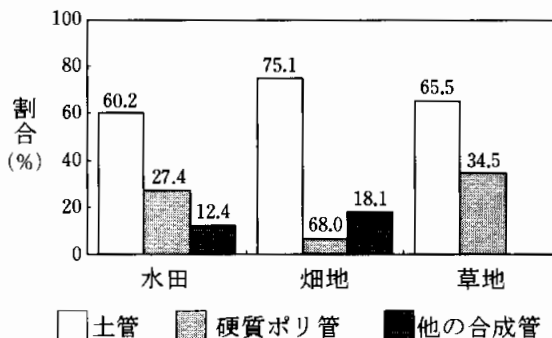


図2-1-3 暗渠に用いた管種

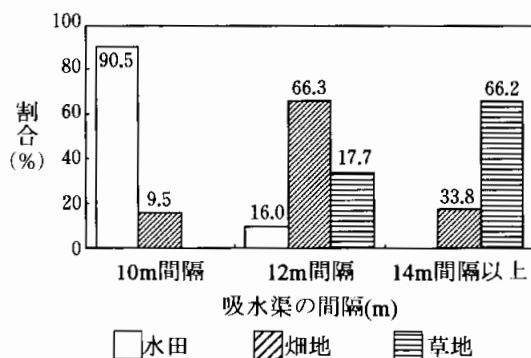


図2-1-4 地目別の暗渠間隔

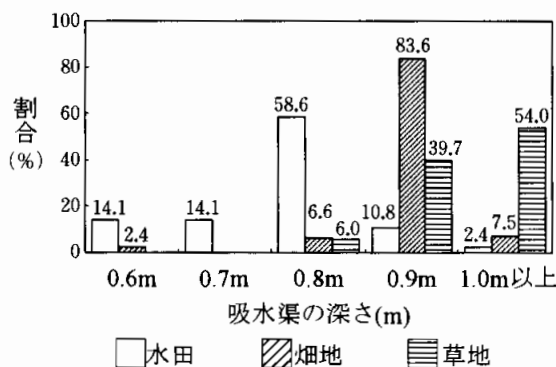


図2-1-5 地目別の暗渠の深さ

(3) 暗渠間隔と深さ

暗渠間隔について、水田では10mが標準的で、一部地域では12mもあった。畑では新しくなるにしたがい14mから12mに、一部で10mと狭くなっていた。草地も狭くなってきているが、現状では12mまでであった(図2-1-4)。

暗渠の深さについて、水田では0.8mが過半数を占める。そのうち、泥炭土水田では0.9mとやや深い傾向がある。近年は表面水排除への移行から0.6m程度の浅暗渠を実施している地域も増えている。畑では0.9mを中心に±0.1mの範囲である。そのうち、泥炭土は1.0mと水田と同様に深い傾向がある。草地では泥炭土が多いため1.0±0.1mと深いものが多い(図2-1-5)。

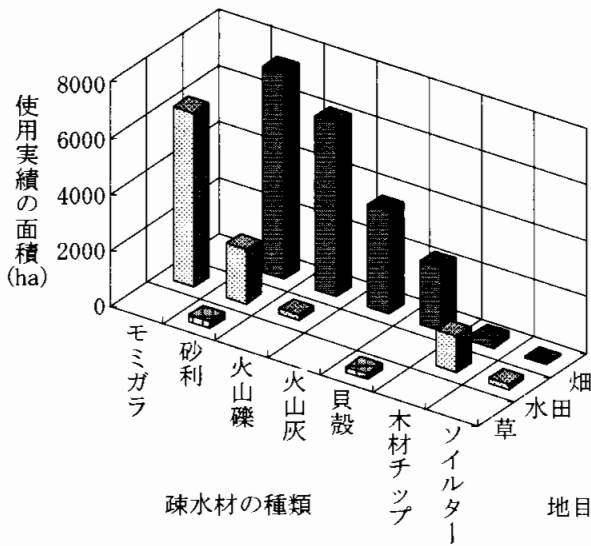


図2-1-6 疎水材の使用実績

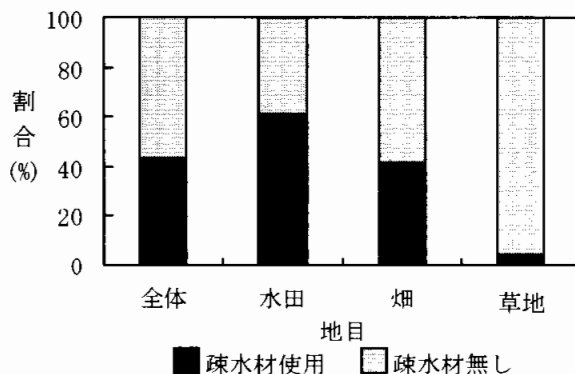


図2-1-7 地目別の疎水材の使用状況

(4) 疎水材の利用状況

疎水材には、水田でモミガラと砂利、木材チップが、畑地で砂利、火山礫と火山灰、貝殻、木材チップが、草地で砂利と貝殻が利用されている(図2-1-6)。これらの疎水材は資材によって供給できる地域が限定される。これまでの疎水材の使用割合は、水田で61.1%、畑で41.8%、草地で4.1%と少なかった(図2-1-7)。疎水材の使用状況には地域差があり、上川地方の水田ではモミガラや木材チップの疎水材を90%以上使用している。一方で、空知地方では22%しか使用していない(図2-1-8)。畑では、網走地方のように貝殻や火山礫・火山灰の供給地に近い地域では、疎水材の使用割合が高かった。一方、十勝地方のように砂利以外の資材が少ない地域では、疎水材の使用割合が低い(図2-1-9)。草地では、疎水材をほとんど使用していない。以上のことから畑でも利用可能な疎水材の検討が必要となる。

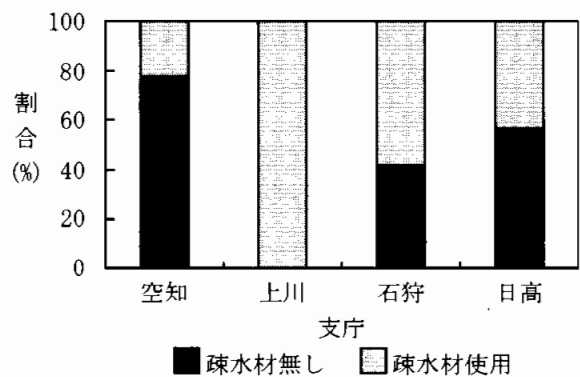


図2-1-8 水田の地域別の疎水材使用状況

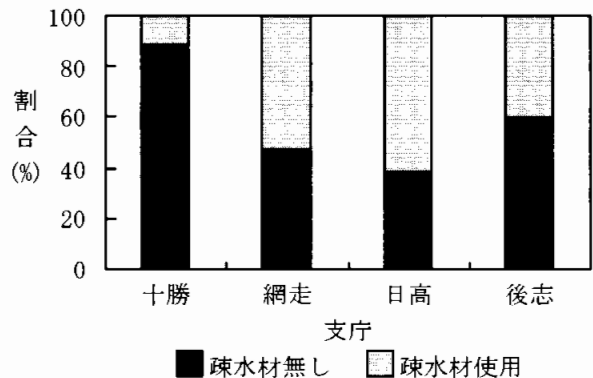


図2-1-9 畑の地域別の疎水材使用状況

(5) 被覆材の利用状況

被覆材は暗渠管周辺の通水性の改善と土砂流入を防止する資材として利用されている。被覆材は多量に投入することが通水量の増加につながるとされていた。最近の暗渠排水においても土戻し暗渠は多く、通水性の改善や管内への土砂流入防止のために被覆材が用いられている。被覆材には水田で稲ワラ、畑では麦稈、草地では麦稈やヨシ、ササが多く使用されている(図 2-1-10)。

稲ワラを被覆材に使用し場合には、腐朽した稲ワラが暗渠管に付着して暗渠管への流入水の通水を阻害する指摘があった(梅田, 1981)。実際に稲ワラを被覆材に使用した暗渠排水では、暗渠管の周辺に大量に敷設したため、腐朽して暗渠管に付着し暗渠管への流入水の通水を阻害していた圃場が36.5%もあった。稲ワラは施工後3~5年が経過するとC/N比が20程度まで低下して強度に腐朽し(図2-1-11)、高水分の軟化した有機物の膜となる。そのため、稲ワラは暗渠管に強く付着して通水性を低下させる。一方、ヨシはC/N比が稲ワラより明らかに高く腐朽しにくいことから、長期間にわたり暗渠管の周辺の通水性を維持できる。麦稈はC/N比が稲ワラよりやや

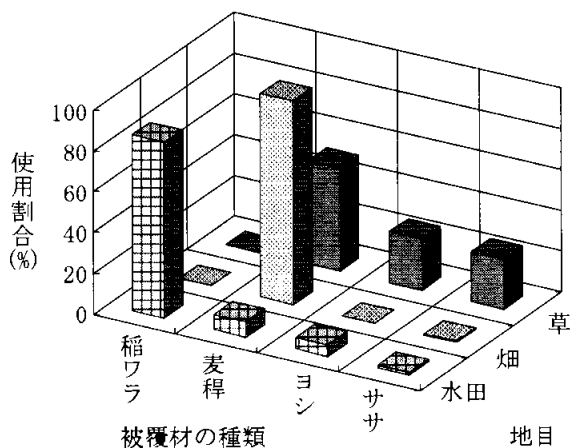


図2-1-10 被覆材の使用割合

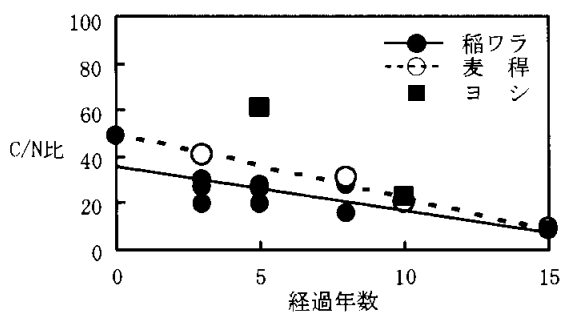


図2-1-11 被覆材のC/N比の経年変化

高く、また、C/N比が低下し腐朽しても、軟化せずに繊維状に細かく碎ける特長がある。そのため、麦稈は暗渠管に付着せず通水性が低下しにくい。

2) 暗渠の排水機能低下の要因

暗渠の排水機能低下の要因については、過去に施工された暗渠を掘削し、断面調査や暗渠の掘削溝の近傍と埋戻し部、暗渠間の土壌物理性、疎水材や暗渠管の状態、埋設深などから検討した。

暗渠排水が十分に機能しない要因については、①暗渠自体に排水機能低下の要因がある場合と②営農による維持管理が不十分で排水機能が低下した場合に区分しながら、それぞれの要因の発生率を明らかにする。

(1) 暗渠自体の不備による排水機能低下

① 暗渠管のズレと変形

暗渠管について、土管のズレ(図2-1-12)の発生率は6.5%(標準偏差2.5%, n=155)で、土管のズレの平均値は27mmであった。土管のズレは55.5%が沖積土、22.2%が泥炭土、22.3%が洪積土であった。土管のズレの発生には、地目や年数、土壌に明確な関係がない。このことから、土管のズレは、敷設時に発生すると考えられた。管の破損は土管ではなかった。合成樹脂管では、素材の厚さが薄い柔軟性のある管の種類で、土圧あるいは製品時の巻き付け癖による変形が多く見られた(図2-1-13)。この合成樹脂管の変形は、モミガラなどの有機質の疎水材を使用している場合は認められないが、土戻し暗渠の一部で見られた。

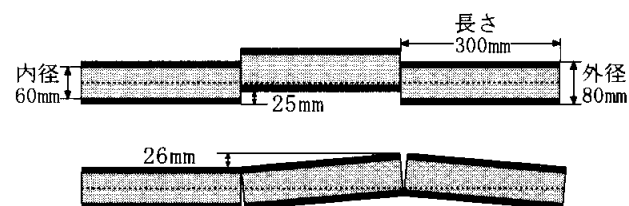


図2-1-12 土管のズレの発生例 (上図: 横ズレ, 下図: 縦ズレ, 空知地方の水田)

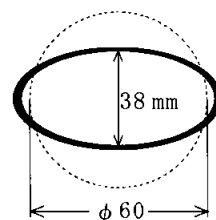


図2-1-13 畑暗渠の合成樹脂管の変形(十勝地方)

② 暗渠管への沈積物の堆積

暗渠管への沈積物の堆積は、暗渠の排水機能低下の要因となる場合がある。暗渠管の沈積物の堆積(写真2-1-1)が5mm以上の発生した圃場の割合は、13.5%(標準偏差34.2%, n=253)であった。沈積物の堆積厚の平均値は17.5mmである。完全に暗渠管を閉塞した事例(図2-1-14)は、2圃場と少なかった。暗渠管内に沈積物が堆積する土壌の種類は、38.2%が沖積土、38.3%が泥炭土、

23.5%が洪積土であった。暗渠管内に沈積物が堆積する圃場の地目は、水田が76.5%と多く、畑が23.5%であった。管種では土管55.9%、合成樹脂管44.1%で、顕著な差でなかった。管内に堆積する沈積物は鉄と土粒子に由来するものに分類できる(写真2-1-1)。泥炭土やグライ土の水田では、鉄由来の沈積物が多く、心土がシルト質な土壌の畑では5~50 μ mの土粒子であった(写真2-1-2)。

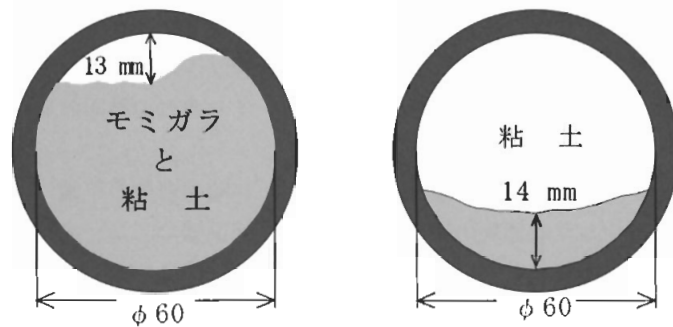


図2-1-14 水田暗渠への沈積物の堆積例(空知地方)



写真2-1-1 暗渠管内への土砂及び酸化鉄の沈積例

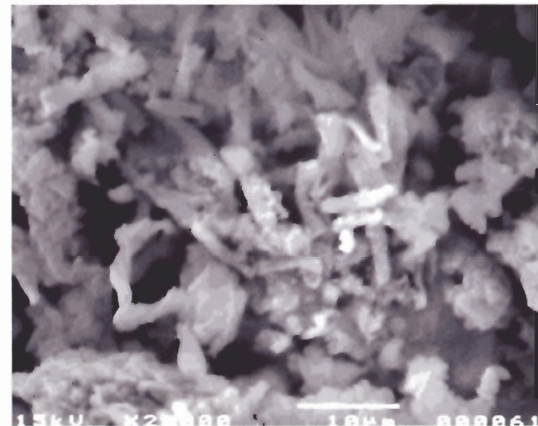
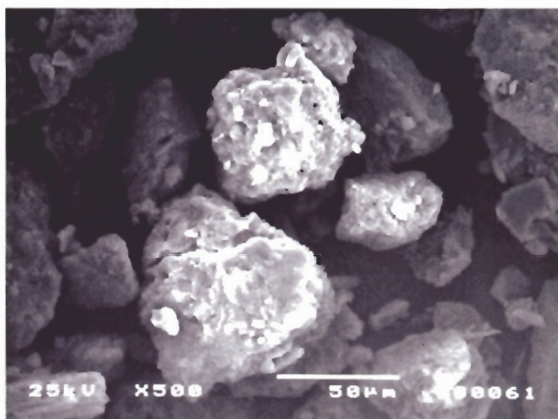


写真2-1-2 管内の沈積物の状態(左：土粒子、右：鉄酸化細菌による酸化鉄)

③ 泥炭土における暗渠管の浅層化

泥炭土においては、暗渠管の浅層化するため、暗渠機能がいずれ消失する。暗渠管の平均埋設深の経年変化を図2-1-15に示す。沖積土では、平均埋設深の変化に年数との有意性がなく、経年的な変化はない。一方、乾燥収縮や分解により土壌層厚が変化する泥炭土では、泥炭の収縮や分解に伴い地盤表面が沈下することで、暗渠管が浅くなる傾向が統計的にも有意であった。泥炭土における吸水渠の浅層化の速さは年間で4.7mmと計算された。

④ 暗渠周辺の土壌物理性

暗渠の排水機能低下において最も大きく影響する要因には、暗渠周辺の土壌物理性が考えられた。そこで、まず水田の暗渠周辺の土壌物理性について検討した(図2-1-16)。

沖積土水田の容積重の平均値は、埋戻し部が 1.19 Mg m^{-3} と最も大きく、耕盤層の 1.14 Mg m^{-3} よりも若干大きい。泥炭土水田の容積重の平均値は、耕盤層が 1.19 Mg m^{-3} と最も大きく、埋戻し部も 0.99 Mg m^{-3} と作土や心土より大きい。

沖積土水田の気相率の平均値は、作土や心土、耕盤層のいずれも低いが、それよりも埋戻し部が $0.03 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ と極めて低い。泥炭土水田の気相率の平均値は、耕盤層と埋戻し部が低い。また、埋戻し部の土壌は団粒化度も低く、土壌構造が消失していると考えられた(図2-1-18)。これらの原因で飽和透水係数は、耕盤層と埋戻し部で小さい。そのため、水田暗渠の排水機能低下は、埋戻し部の物理性が悪く、透水性が耕盤層に匹敵するほど小さいことが原因であると考えた。

次に畑の暗渠周辺の土壌物理性について検討した(図2-1-17)。畑暗渠周辺の容積重の平均値は、沖積土と洪積土が、いずれの部位でも $1.2 \sim 1.3 \text{ Mg m}^{-3}$ と同程度で、多湿黒ボク土が耕盤層と心土が $0.8 \sim 0.9 \text{ Mg m}^{-3}$ と同程度で、作土と埋戻し部が 1.0 Mg m^{-3} とやや大きく、泥炭土が心土を除いて $0.9 \sim 1.0 \text{ Mg m}^{-3}$ であった。気相率の平均値は、沖積土と洪積土、泥炭土で、作土や心土に比べて耕盤層と埋戻し部が低い。多湿黒ボク土では、埋戻し部の気相率が低い場合もあった。また、埋戻し部の土壌は団粒化度がやや低く、土壌構造が無構造となった場合もあった(図2-1-18)。これらのことから、飽和透水係数は、沖積土と洪積土、多湿黒ボク土の耕盤層と埋戻し部でやや小さい場合がある。そのため、畑暗渠の排水機能低下には、水田と同様に暗渠の埋戻し部の物理性悪化が原因であると考えた。

暗渠施工における埋戻し作業では、土壌圧縮による土

壌物理性の悪化により、暗渠の排水機能低下を発生させることが多い(石渡ら, 1992b)。多くの暗渠の埋戻し部では、容積重の増加、気相率と飽和透水係数、団粒化度の低下が認められた。これは、暗渠の埋戻し部が高水分な状態で練返された掘削土が埋戻され無構造化したり、埋戻し時に過剰に転圧されて堅密化したためと推察できた。以上のことから、暗渠埋戻し部の透水性低下を回避する、暗渠の埋戻し作業の適切な施工管理が必要であった。

一般的な暗渠施工は収穫後の秋以降に集中する。この時期は気象条件が悪く、表土や掘削土が高水分で機械作業により練返され透水性が低下してしまう。一方、乾燥期の春施工は、融雪後から農作業が始まる短期間に限られ、大面積の施工は対象としにくい。

暗渠施工において埋戻しの作業を適正に行う取組みには、積雪地の特徴を生かして冬季雪上での工事により表土の練返しを防止するとともに、春の乾燥期に埋戻し作業を行う方法が導入され始めている(山品, 2002)。雪上施工により土壌物理性の悪化を回避する工事の方法は、既に心土破碎で行われており(橋本, 1987)、積雪地の施工管理技術として定着しつつある。

(2) 営農での維持管理不足による暗渠の排水機能低下

① 暗渠の維持管理

暗渠排水の維持管理には破損部の補修や排水路の床さらいがある。これらの実施率は低い。暗渠排水で補修が可能なものには、水閘や落水口、立ち上がり管ある。しかし、受益者がこれら部品を交換することは少ない。

暗渠落水口の破損の発生率は、落水口の割れやつぶれ、確認不能が5.2%($n=194$)あった。この他に落水口水没は5.2%($n=194$)あった。水閘は、草刈り時の破損や水弁の

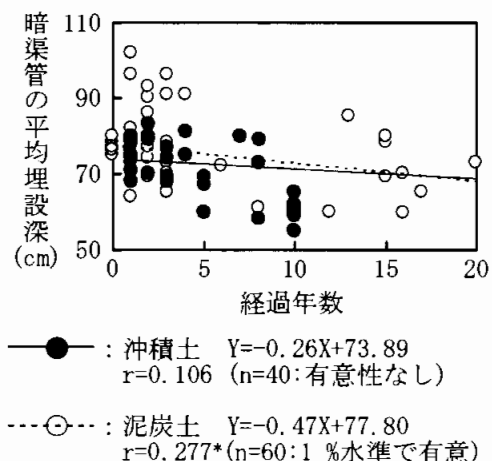


図2-1-15 暗渠管の平均埋設深の経年変化

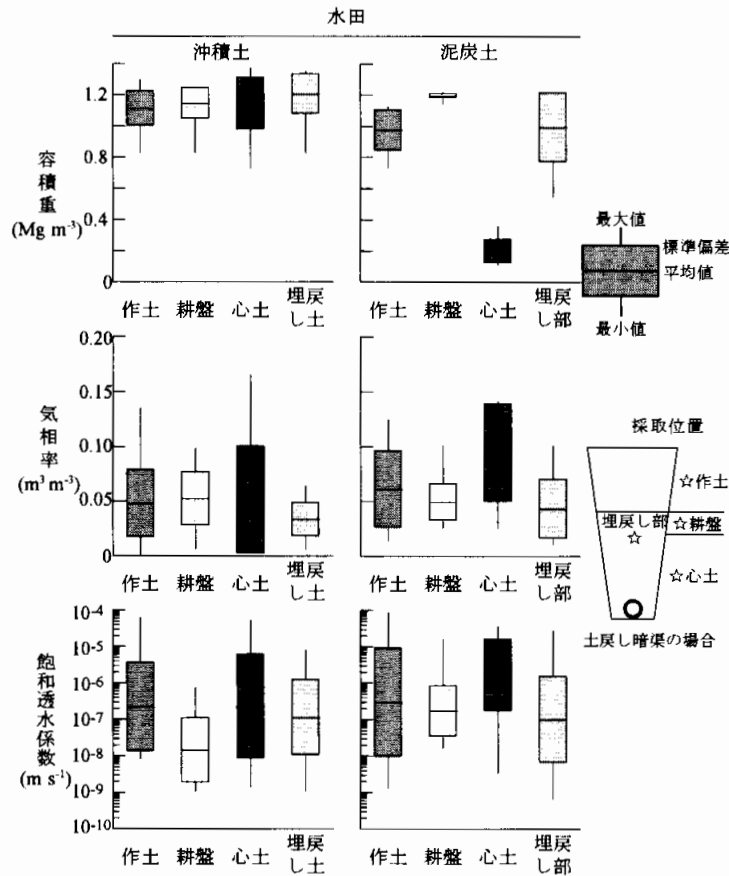


図2-1-16 水田の暗渠周辺の各土層の土壌物理性

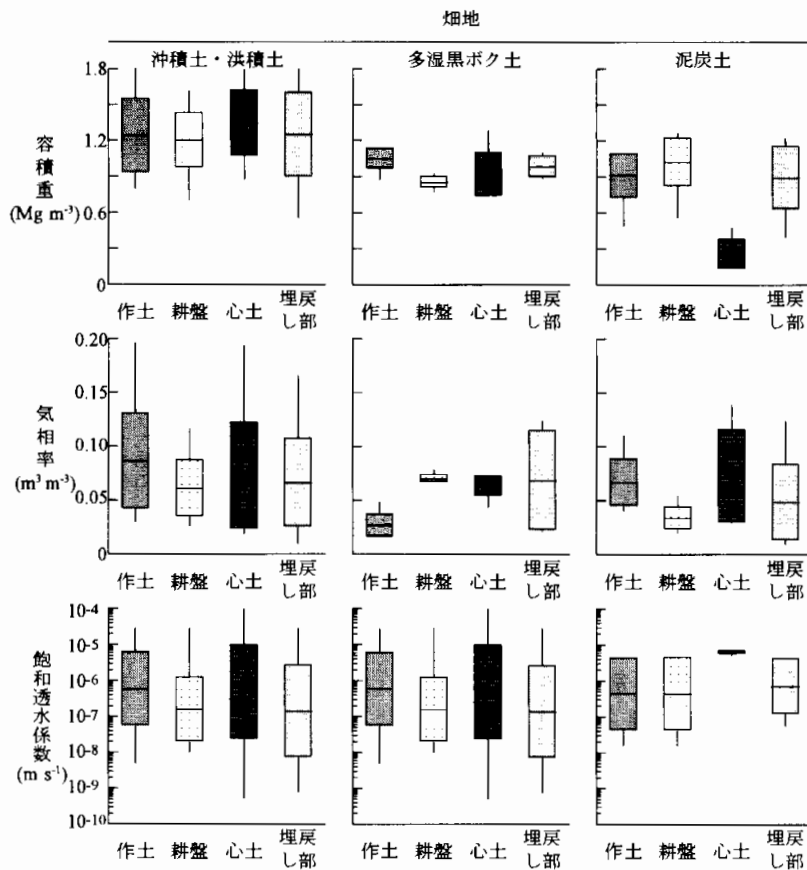


図2-1-17 畑の暗渠周辺の各土層の土壌物理性

破損が5.2%(n=194)あった。これらの破損は、積雪地で使用年数の長い水閘に多い。暗渠の附帯物には、水田暗渠を管理するための立ち上がり管がある。立ち上がり管の破損発生率は4.0%(n=25)であった。また、立ち上がり管はあまり利用されていない。その原因には、農作物収穫後に管内洗浄するための用水が通水されていない点、立ち上がり管が用水に隣接していない場合が多い点がある。また、床さらいの実施には地域差が大きい。水田地帯では比較的管理されているが、畑地帯では行われていないため、落水口の水没や埋没していた。

② 暗渠の維持管理

営農による排水対策としては、圃場内の小排水路となる溝切りや排水溝(高橋ら, 1981)、心土破碎と弾丸暗渠(図2-1-19)、表面を覆っている稲ワラを持ち出して表面の乾燥を促進させる対策がある。表面排水の溝切りや排水溝と地下排水の心土破碎と弾丸暗渠による排水対策の実施程度は、市町村や地目により大きく異なる(表2-1-2)。

心土破碎や弾丸暗渠の施工間隔は、0.9m間隔で行っている圃場から、5~10m間隔で行っている圃場まで様々

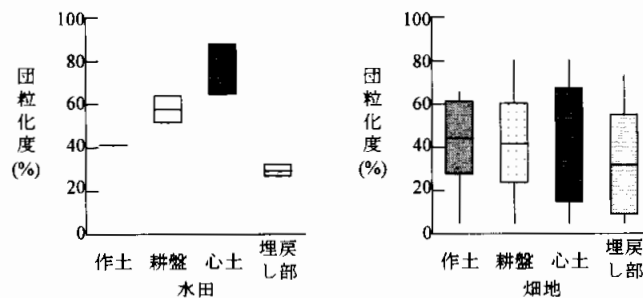


図2-1-18 暗渠周辺の団粒化度

表2-1-2 水田地帯の各町村の暗渠施工実績と営農による排水対策実施面積割合

地区	作付け面積に対する面積割合 (%)					
	暗渠の 施工実績	水田			転換畑	
		心土破碎	溝きり 排水溝	弾丸暗渠	心土破碎	溝きり 排水溝
KT	79.6	2.7	—	—	87.8	—
KR	95.3	59.6	59.2	—	15.1	29.0
NP	108.3	90.7	2.4	1.6	68.9	10.1
YU	71.1	6.1	18.6	7.6	69.5	—
NG	5.7	0.4	—	23.1	94.1	33.7
KY	61.6	1.6	41.6	20.2	50.8	30.3
TUK	11.9	29.8	33.7	—	100.0	—
MK	99.2	40.0	50.0	—	—	—
IQ	32.1	5.2	64.4	—	13.1	9.4
BB	11.6	3.6	11.1	6.5	24.0	5.0
NI	135.9	30.8	25.6	42.1	15.8	42.1
UR	4.5	34.9	43.0	—	—	—
SIN	76.9	4.2	75.0	—	—	96.0
TAK	40.5	40.0	35.0	—	33.1	—
SUN	0.5	8.8	8.8	—	—	—
AS	42.3	0.7	82.7	—	—	46.7
MS	63.7	36.3	24.9	—	100.0	—
TP	92.6	59.0	36.3	6.5	83.0	10.2
UR	41.7	29.1	23.0	—	—	100.0
HK	44.7	34.1	87.7	—	21.2	25.7
NM	37.8	42.0	83.9	—	100.0	100.0
HOR	106.8	80.0	20.0	—	—	—
FK	4.2	18.0	20.2	—	4.1	12.2
空知平均	46.8	23.0	32.0	5.2	49.1	13.3

である。溝切りや排水溝は、水田では比較的多くの地域で行われている。しかし、心土破碎があまり行われていないが暗渠施工することが多い地域があるなど、排水対策の対応に統一性がない。ここからも、排水不良の状況に対応した排水対策の組合わせを示す必要性がある。

なお、排水性低下の原因となる耕盤層の形成について、暗渠の調査圃場で土壌硬度により調査した結果、作土以下の耕盤層に相当する土層の山中式土壌硬度0.72MPa以上である圃場は、水田の71.3% (n=129)、畑の52.6% (n=38)と多い。

3) 暗渠の排水機能低下の要因別発生割合

暗渠の排水機能低下の要因について要因別に区分し、その発生割合を比較すると表2-1-3にまとめられる。

暗渠の排水機能の低下は、①疎水材を使用していない、②暗渠排水の埋戻し部の透水性が低く、暗渠管まで水が達していない、③耕盤層などの人為による透水性が不良な土層が形成している、④このような透水性が不良な土層を心土破碎などの営農による排水対策で改善していない、場合が多い。

一方で、⑤以前から暗渠の排水機能低下の要因と指摘

されている暗渠管の閉塞や管の曲がり、ズレの発生割合は、土壌物理性に起因する機能低下の発生割合より低かった。また、⑥暗渠管の閉塞や浅層化、溝の過剰な掘削は、特定の土壌条件で発生することが明らかになった。さらに、⑦暗渠排水の排水口である落水部や水閘が破損しており、維持管理上の問題が確認された。

このように暗渠の排水機能低下の要因は、農業者や技術者がよく指摘していた暗渠自体の問題よりも、最近の調査研究により指摘されている土壌物理性の影響が大きいことが裏付けられた。

これら暗渠の排水機能低下を回避する改善対策には、まず、暗渠の施工管理や営農による排水対策を十分に行うことである。次には、疎水材を用いた暗渠の排水機能向上と耐久性の確保が必要で、疎水材を適切な量で使用する事が望まれる。さらに、暗渠の排水機能低下に対して、排水機能を回復させる土層改良の導入が必要と考える。これにより長期的な排水対策に費やされる整備コストの縮減につながると考える。

これらに加えて、以前から指摘されている暗渠管への沈積物の堆積を回避する技術の開発により、着実に暗渠の排水機能低下を解決することも必須である。

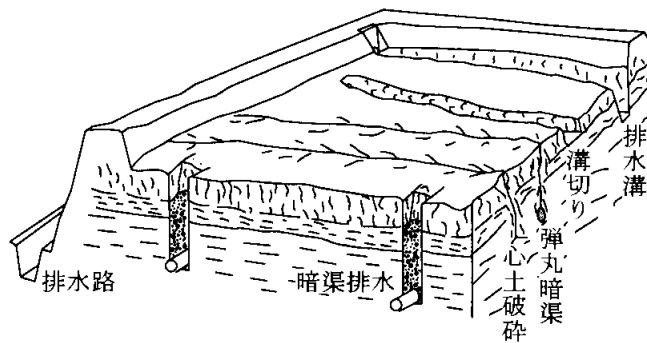


図2-1-19 水田の営農による排水対策

表2-1-3 暗渠^{*1}の排水機能低下の要因とその発生割合

項目	機能不良及び管理項目	地目又は資材	発生割合 (%)	調査項目の対象数圃場数等	機能不良要因及び機能評価基準	改善対策
疎水材	吸水渠	水田	71.9	96	疎水材が深さ25~30cmまで投入されていない。	疎水材使用と投入量の深さ管理。複数の疎水材を使用し低コスト化。地域発生資源の疎水材への利活用。溝幅の細いスリムバケットのバックホウやトレンチャの細溝構造の導入。
		畑地	94.6	74	疎水材が深さ30~40cmまで投入されていない。	
	集水渠 ^{*2}	水田	53.3	15	疎水材が規定の深さまで投入されていない。	
		畑地	75.0	16		
埋戻し	透水性の低下	水田	65.4	26	埋戻し土層の透水係数が 10^{-6}ms^{-1} 以下かつ、掘削前より粗孔隙が低下した場合の割合。	掘削及び埋戻し時の土壌水分管理や季節を利用した施工管理。(雪上施工、翌年春の乾燥した後の埋戻しの実施する。)
		畑地	73.3	45	埋戻し時期と埋戻し後の過剰な転圧強度に問題がある。	
営農管理	耕盤層の生成状況	水田	71.3	129	山中式土壌硬度計指示値0.72MPa以上。	心土破碎や溝きりなど必要に応じた営農による排水管理が重要。作土の排水条件が悪くなると暗渠排水も機能しなくなる。
	排水管理実施率 ^{*3} (心土破碎/溝きり)	畑地	52.6	38		
		水田	23.0/32.0	平均値		
被覆材	腐朽の進行	稲ワラ	68.2	85	C/Nが20以下に低下。3~5年で強度に腐朽する。	暗渠管の崩壊に投入し、通水フィルターとして使用してきた稲ワラの被覆材は、腐朽しやすく、かつ高水分で軟化し管への膜状に付着しやすいため、使用を控える。
	管へ付着 (通水阻害)	麦稈	52.4	42		
		稲ワラ	36.5	85		
		麦稈	0.0	42	畑地が多く、腐朽で細粒化し低水分で付着性は低い。	
暗渠管の浅層化	暗渠管の浅層化	泥炭土	年間 4.7mm (平均値)	100	現地実測と設計図からの施工深度から変化量を推定。暗渠による排水促進で暗渠管の浅層化は起こる。	水田では水閘調整や管理孔を活用した地下灌漑で地下水位を調整し過度の乾燥を防ぐ。畑では、必要に応じて無資材で深さや間隔により排水程度を調整できる、低コストな穿孔暗渠などで排水管理をする。
	疎水材使用率 ^{*4}	全地目	43.4	63,131ha	使用率は低かった。2003年の使用率は85%まで向上。	新たな地域資源の疎水材としての利活用(農林水産連携)。疎水材使用と土壌改良の組合せ、営農による排水管理の徹底による耐久年数の延長。
		水田	61.1	15,976ha	モミガラ未使用の地域がある。疎水材として利用可能な資材が少ない。	
		畑地	41.8	41,652ha	経営規模が大きく施工費抑制のため疎水材が未使用傾向。	
		草	4.1	5,503ha		
	逆勾配	全地目	14.2	14	排水路が浅い、低勾配、地表の地形が影響する。	レーザー機器による施工管理。排水組織の検討と再編。
	管内の沈積物 (5mm以上の発生率)	全管種	13.5 (通水阻害0.8)	253	泥炭土や強酸性土、低湿地で酸化鉄が、シルト質土壌で泥土が沈積しやすい。	閉塞物質に対応した閉塞防止能疎水材を使用。複数の疎水材使用によるフィルター効果向上。
	管のズレ	土管	6.5	155	土管敷設時に発生する。	敷設方法や掘削形状の改善。一貫施工機の導入。
管の破損	全管種	0.4	253	素材が薄く軟らかい合成樹脂管の変形がある、土管の割れは無い。	従来どおりの施工管理。	
掘削	過剰な掘削	全地目	7.6	184	崩落性の高い畑土壌で発生しやすい。	土壌を考慮した施工計画と適期への施工計画変更。
落水口	破損	全地目	5.2	194	草刈時に発生。排水路の管理も不足している。	年1度の点検と補修。
	水没	全地目	5.2	194	低地帯で多い。排水路の状況を考慮していない。	排水路の維持管理や整備。
水閘	破損及び機能不良	水田	5.2	96	草刈り等の営農作業や積雪での曲がり等で破損する。	積雪地の雪害に対応した設置位置の改善。年1度の点検補修。

*1 本調査の対象とした暗渠排水は1965~1997年に施工した暗渠である。

*2 集水渠への疎水材の使用は道営事業で水田と畑地で行われている。畑地では谷部に集水渠が配置されているため吸水機能を持たせるよう疎水材を投入している。一般的には吸水渠に扱われるが、ここでは集水渠として区分した。ただし、通水するだけの末端の集水渠には疎水材は投入されていない。

*3 1998年の北海道空知地方の全市町村における実施率の平均値(北海道農政部調べ)。

*4 1971~1997年までの道営事業で内容が明確な256地区の暗渠排水の施工63,131haが対象である。

第2節 暗渠の排水機能改善のための 疎水材の利用開発

1. はじめに

暗渠の排水機能を向上させるには、まず、通水性促進のための疎水材を使用するとともに適切な使用量を確保することが必要である。これまで、北海道では水田地帯でモミガラが、畑で砂利が疎水材として使用されていた。しかしながら、疎水材の使用率は低く、かつ、使用量も十分でなかった。そのため、疎水材を使用した場合でも暗渠直上には埋戻し部が厚く存在し、暗渠管までの通水性が十分確保されていなかった。

北海道の暗渠における疎水材の使用は表2-2-1のように1975年代以降から行われ始めた。現在では、地表残留水の効率的な吸水及び通水させる機能を長期にわたって維持させるため、疎水材の適切な使用が定着してきている(北海道農政部, 2002a)。疎水材についてはモミガラ(永石, 1977, 1980; 橋本ら, 1985; 清野ら, 1994; 吉田ら, 2005)やカキ殻(長利・古木, 1990)の効果、ホタテ貝殻(穴戸ら, 2002)の特徴などが報告されている。しかし、疎水材の使用率は、モミガラのない畑作酪農地帯で低い(北川, 2005)ことから、地域発生資材を利用した新たな疎水材が求められている。

なお、疎水材には、耐久性があり環境に対する影響が少なく、資材の確保や取り扱いが容易で、安価であることが必要であり(全国土地改良総合整備事業制度研究会, 1988; 農林水産省構造改善局, 2000)、これらの条件に適合する資材の利用開発が必要とされる。

カラマツの木材チップ(以下、チップとする。)は、パルプ用原料として生産されているが、輸入自由化に伴

い国内産の利用が急減し、新たな利用場面が求められていた(表2-2-2)。これまでにカラマツのチップ(北川ら, 1996; 津田ら, 1997)と、原料や形状が異なる各種のチップ(北川ら, 2000; 佐藤ら, 2003)を疎水材として利用するための検討が進められてきた。チップは、北海道で年間200万 m^3 が生産され(表2-2-2)、モミガラや砂利に比べ資源量や資材確保、供給時期の利便性が優れている。また、各種のチップの中でカラマツのチップは、北海道全域で生産され広域での普及が可能な資材である(表2-2-3)。

砂利は、建設用骨材生産で排出される利用価値のない細粒分を有効利用しており、価格も安く、古くから広く使用されている。そのため、他の資材を使用する必要はあまりなく、火山礫や火山灰、ホタテ貝殻などの無機質の疎水材は、それほど多く使用されていなかった。しかし、砂利類の採取が厳しくなり骨材が不足して(松井, 1990)価格が上昇すると、他の資材を疎水材に利用する必要がでてきた。また、農業情勢の変化で、機械作業が多い大規模な畑地帯では、野菜作などの新たな作付け作物の進展によって、高い排水性を要求するようになり、通水性が高く耐久性のある疎水材が求められた。その結果、各地に存在する疎水材として利用可能な有機質系や無機質系の資材を探索する重要性は増している。これらの背景から、疎水材としての適用性が期待され利用可能と考えた火山礫や火山灰、ホタテ貝殻などの無機質系の地域資源についても検討した。

本節では、有機質及び無機質の資材について、疎水材としての素材特性や排水性、素材の経年変化、水質に与える影響に基づいて、疎水材としての耐久性と適用性、利用の適否条件などを明らかにする。

表2-2-1 北海道における各種疎水材の利用開始時期*1

年代	地域	地目	疎水材の種類	文献及び資料
1970	上川	水田	モミガラ	中央農試(1972):強粘質水田の排水法改善, 北海道農業試験会議, 普及奨励ならびに指導参考事項,
1971	網走	畑地	火山礫(摩周)	道営事業計画地区調査
1975	網走	畑地	火山灰(屈斜路)	道営事業計画地区調査
1978	上川	畑地	砂利	道営事業計画地区調査
1978	網走	畑地	ホタテ貝殻	道営事業計画地区調査
1980	全道	水田	モミガラ	道営事業計画地区調査
1984	宗谷	草地	ホタテ貝殻	坂井ら(1987), 宗谷支庁(1986):貝ガラ及び笹の被覆物の効果測定, 畑総クトネベツ地区調査業務報告書.
1987	十勝	畑地	砂利	十勝支庁(1987):礫質材被覆暗渠排水の検証, 畑総更正第2地区調査設計報告書.
1994	上川・日高	水田	カラマツチップ	道立中央農試(1996):カラマツチップの暗渠疎水材への適応性, 北海道農業試験会議, 普及奨励並びに指導参考事項
1997	空知・石狩	水田	火山礫(恵庭・駒ヶ岳)	北川ら(2000):北海道における暗渠排水の実態と機能向上対策, 平成11年度新しい研究成果-北海道地域-, 北海道農業試験研究推進会議, 北海道農業試験場.

*1 利用開始時期は、農業者の生産圃場の実用的な資材として実施された事例について記載している。そのため、試験による使用はこれ以前にある場合もありうる。

2. 試験及び調査方法

各種の資材を疎水材として利用するため、明らかにすべき疎水材の適用性の評価には、次の内容の検討が必要である。有機質系疎水材では、疎水材としての素材特性、排水機能性、有機質の腐朽分解に伴う素材の安定性と作物生育への障害性の確認である。また、無機質系疎水材では、疎水材としての素材特性、火山礫や火山灰で産状による粒径の差異から見た適用性、素材成分が特徴的な貝殻で素材溶解性から見た安定性である。

表2-2-2 北海道におけるチップの生産量と疎水材への使用量

年度	生産量 (千m ³)	暗渠疎水材 使用量 (m ³)
1996	2,242	17,285
1997	2,244	30,289
1998	2,130	46,493
1999	1,982	64,305
2000	1,937	78,603

表2-2-3 チップの地域別生産割合 (1993年産, 農林水産省, 各年)

支庁	生産量の割合 (%)
渡島	3.9
松山	3.2
後志	3.4
石狩	2.0
空知	8.4
上川	15.6
留萌	3.2
宗谷	1.8
網走	19.5
胆振	7.4
日高	5.8
十勝	18.1
釧路	5.3
根室	2.5

1) 疎水材の素材特性

図2-2-1と表2-2-4で調査・利用した各種の有機質系と無機質系の疎水材の素材特性は、いずれも振動充填供試体(150mmモールド, 振動充填層数3層, 1層当たり25回振動充填)を用いて容積重, 飽和透水係数により評価した。さらに、火山礫と火山灰については、粒度分布を篩い分け法(土質工学会, 1991)により測定した。

チップとモミガラは、リグニン、セルロースの糖類組成、灰分とC/N比を分析した。無機質疎水材の成分は、アルカリ融解により分解し、原子吸光度計法によりアルミニウム、カルシウム、鉄を、脱水法によりケイ素質量を分析した(京都大学農学部農芸化学教室, 1957)。

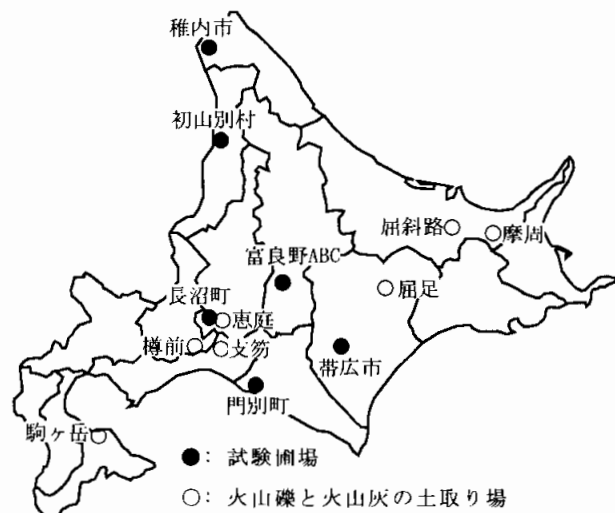


図2-2-1 試験圃場及び火山礫・火山灰の土取り場の位置図

表2-2-4 試験圃場一覧

疎水材の種類	市町村	地目	経過年数	土壌型	吸水渠 間隔	埋設深 (掘削幅)	疎水材厚 (埋戻厚)	掘削方法 配線方法	圃場規模 (長辺長)
チップ・モミガラ	富良野市A	水田	0~4年	低位泥炭土	10m	0.8m (0.15m)	0.55m (0.25m)	トレンチャ 直抜き	0.60ha (169m)
チップ(カラマツ・伐根)	富良野市B	転換畑	0~3年	低位泥炭土	10m	0.8m (上0.45~底0.2m)	0.55m (0.25m)	バックホウ 直抜き	0.47ha (132m)
チップ・モミガラ	長沼町	普通畑	5~7年	グライ土	12m	0.8m (0.15m)	0.55m (0.25m)	トレンチャ 直抜き	0.78ha (120m)
チップ	帯広市	普通畑	11年	多湿黒ボク土	5m	0.8m (0.15m)	0.55m (0.25m)	トレンチャ フォーク型集水	0.30ha (120m)
モミガラ	富良野市C	普通畑	11年	褐色森林土	10m	0.8m (0.15m)	0.55m (0.25m)	トレンチャ 直抜き	0.60ha (169m)
砂利	門別町	草地	0~2年	低位泥炭土	10m	0.9m (上0.45~底0.2m)	0.65m (0.25m)	バックホウ 直抜き	0.70ha (140m)
チップ(トドマツ・伐根)	門別町	草地	0~2年	低位泥炭土	10m	0.8m (上0.45~底0.2m)	0.55m (0.25m)	バックホウ 直抜き	0.50ha (170m)
ホタテ貝殻	初山別村	水田	0~3年	灰色低地上	10m	0.8m (上0.45~底0.2m)	0.55m (0.25m)	バックホウ 直抜き	0.50ha (170m)
ホタテ貝殻	稚内市	草地	15年	泥炭土	10m	0.9m (上0.45~底0.2m)	0.25m (0.65m)	バックホウ 直抜き	2.50ha (170m)

2) 疎水材の排水性

チップとモミガラを疎水材に使用した暗渠の排水性については、富良野市A圃場において、水稻収穫後に無耕耘の土壌で過湿のため亀裂発達がなく浸透性が少なく暗渠排水量が過大とならない条件で、チップとモミガラ疎水材の暗渠排水量を、施工翌年にパーシャルフリュームで、4年経過時に三角堰で、施工翌年と同位置の直抜き水閘1箇所毎に計測した。

3) 疎水材の安定性

各種資材の疎水材としての安定性については、資材の圧縮性、疎水材埋設部の断面形状及び資材の化学成分の経年変化により評価した。圧縮率は、直径100mm、高さ125mmのモールドに振動充填した各疎水材の供試体を、埋戻し土のかぶり土圧を想定した5.02kPaの一定圧を24時間載荷することで締固めて、その時に減少した体積割合を計測して求めた。また、有機質系のチップとモミガラの疎水材については、経年での腐朽による疎水材の断面形状や素材変化を検討した。

チップ疎水材埋設部の断面形状については表2-2-4に示すように施工後1年、5年、7年、11年を経過した暗渠を対象に断面調査を行い、耐久性について検討した。チップ暗渠の対照区には、隣接して施工したモミガラ暗渠を用いた。11年を経過したチップ暗渠の対照区には、富良野市の畑に埋設した11年経過のモミガラ暗渠を選定した。

圃場から採取したチップの化学性及びその経年変化は、リグニン、セルロース、ヘミセルロースの糖類組成、C/N比（京都大学農学部農芸化学教室、1957）により検討した。また、経年変化による細胞壁の崩落については、各試料について光学顕微鏡用の薄片を作成し、白黒フィルムにより写真撮影後、撮影写真をNIH-Imag1.61の画像解析（小島・岡本、1997）の機能を使用して、例えば写真2-2-2の細胞壁部の画像だけを抽出して細胞壁の面積率を計測し、未使用のチップの細胞壁面積率と比較することで細胞壁の面積の減少率を計算して、細胞壁崩落率を推定した。また、現地から採取したチップとモミガラを20mm、5mm、2mm、0.42mmフルイを用いて分画し、粒子径毎の重量割合から細粒化の程度を判定した。

無機質系疎水材のホタテ貝殻については、施工後15年を経過した暗渠を掘削して疎水材試料を採取し、0.075mmフルイにより篩い分けして通過した細粒分の重量割合を測定し、その細粒分の重量割合を土砂混入率とした。また、ホタテ貝殻疎水材の経年変化については、ホタテ

貝殻の外観形状と表面の炭酸カルシウム結晶の変化に着目し、15年経過のホタテ貝殻の表面を電子顕微鏡により観察し炭酸カルシウムの溶解状況を確認した。

4) 疎水材による作物生育への障害性と排水水質

各種のチップが作物生育に及ぼす影響を評価するため幼植物栽培試験を行った。幼植物栽培試験は、各種チップを土と体積比1:1で混合した混合土と対照の土のみにより、0.05m²ワグネルポットでエンバクを栽培して、作物体の地下部及び地上部の乾物量を測定した（農林水産省農蚕園芸局、1984）。また、チップから冷水によって抽出される水溶性成分を含む抽出液20mlを滅菌シャーレ内に注入し、発芽勢が良く障害物質がない場合に発芽率80%以上で安定するコマツナ種子50粒を並べた濾紙を浸して、30℃の恒温室内に3日間静置した後、種子の発芽率を3反復で測定した（藤原、1985）。この発芽試験により、チップの冷水抽出液によりコマツナ種子の発芽率が低下するかについて確認した。

暗渠の排水水質については、富良野Aと富良野B試験地でチップとモミガラ、門別試験地でチップと砂利、初山別試験地でホタテ貝殻暗渠の排水のpH、化学的酸素消費量(COD)、生物化学的酸素消費量(BOD)、SS、pH、4-アンピチリン法によるフェーノールを適時に採取して分析した（日本分析化学会北海道支部、1966）。

3. 結果及び考察

1) 北海道で利用可能な疎水材の素材特性

現在、北海道で使用可能な疎水材には、表2-2-5に示すように多くのものがある。北海道の林業の主要樹種であるカラマツのチップ（北川ら、1996；北川・横井、2006）の利用や、廃棄物となる樹木の根をチップ化した伐根チップによる有効活用（北川ら、2000）をはじめ、各地の火山噴出物やホタテ貝殻（宍戸ら、2002）、ロックウール（北川ら、2006a）などの資材の活用が進んでいる。

2) モミガラの疎水材としての適用性

モミガラは主要な疎水材として全国の水田地帯で広く利用されている。モミガラの基本的な性質としては、容積重が0.1Mg m⁻³と軽く、ほとんどが隙間で占められ透水性も高いが、圧縮率が大きい。成分としてはケイ酸を多く含む特徴がある。

疎水材に使用したモミガラは、経年によりC/N比が低下して腐朽が進むことにより（図2-2-2）、表面のクチクラ層が割れて分離し（写真2-2-1）、モミガラが細粒化して物理的な性質が変化する（表2-2-7）。これにより、

疎水材の断面積を施工直後と比較した疎水材面積減少率は増加していく(図2-2-2)など、疎水材としての機能が低下する。このようなモミガラの腐朽の進行は、土壌条件によって異なる。モミガラの腐朽による疎水材断面の減少は、嫌気的な土壌であるグライ土より、気相が多い有機質土壌である泥炭土で速い(図2-2-3)。また、

疎水材に使用したモミガラは、5年以上を経過すると、含水比と容積重が増加して飽和透水係数が低下するため、疎水材としての通水機能が低下してくる(図2-2-4)。なお、ここではモミガラを疎水材の標準的な資材とし、以降で検討する各疎水材の比較材料とした。

表2-2-5 北海道で利用可能な疎水材の理化学性

資材名	容積重 (Mg m^{-3})	飽和透水係数 (m s^{-1})	粒径 (mm)	圧縮率 ^{*1} (%)	疎水材の使用割合 面積(%) ^{*2}	主要な成分 (含有率 kg kg^{-1})	北海道における 耐用年数
モミガラ	0.121	7.8×10^{-1}	2~5	50.4	21	セルロース (0.30) ケイ酸 (0.15)	10年程度
チップ(カラマツ)	0.367	2.6×10^{-3}	10~40	20.1	6	セルロース (0.50) リグニン(0.28)	15~20年
樹皮付きチップ(カラマツ)	0.380	3.0×10^{-3}	10~40	19.2		セルロース (0.55) リグニン(0.28)	15~20年
伐根チップ(混交林)	0.303	1.6×10^{-2}	75~125	35.0	(試験)	セルロース (0.45) リグニン(0.25)	10~20年
火山礫							
恵庭降下軽石堆積物	0.720	9.6×10^{-3}	2~27	1.6	5		
支笏降下軽石堆積物	0.830	1.1×10^{-3}	5~38	1.3	2		
樽前降下軽石堆積物	1.070	4.5×10^{-2}	10~53	0.9	2	—	長期
摩周降下軽石堆積物	0.710	3.7×10^{-2}	20~75	0.9	7		
駒ヶ岳降下軽石堆積物	0.825	8.0×10^{-2}	20~80	1.0	4		
火山灰							
屈斜路火砕流堆積物	1.010	4.8×10^{-5}	細砂~粗砂	2.5	4	—	長期
屈足火砕流堆積物	1.210	1.3×10^{-3}	シルト~粗砂	4.2	(試験)	—	長期
砂利	0.810	5.1×10^{-3}	0~25	1.0	29	—	長期
ホタテ貝殻	0.480	5.6×10^{-2}	20~50	0.2	5	CaO (0.55) C (0.10)	15年以上
ロックウール	0.300	3.0×10^{-3}	綿状	17.5	0	CaO (0.45) SiO_2 (0.35)	長期

*1 圧縮率は、直径100cm、高さ125mmのモールドに振動充填した各疎水材を、埋戻し土のかぶり土圧を想定した5.02kPaにより24時間の静的締固めた時に減少した体積の割合である。

*2 2003年に道営事業で使用した疎水材の推定面積から算出した割合。なお、疎水材の使用率は全暗渠排水の85%である。

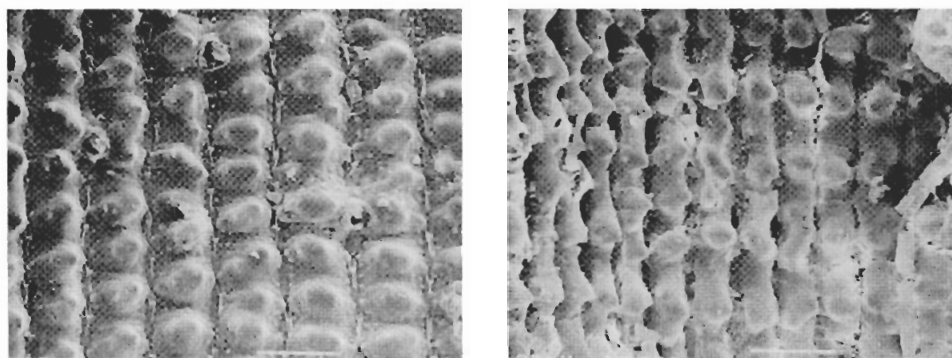


写真2-2-1 モミガラ疎水材の腐朽状況(左:使用前、右:5年経過)

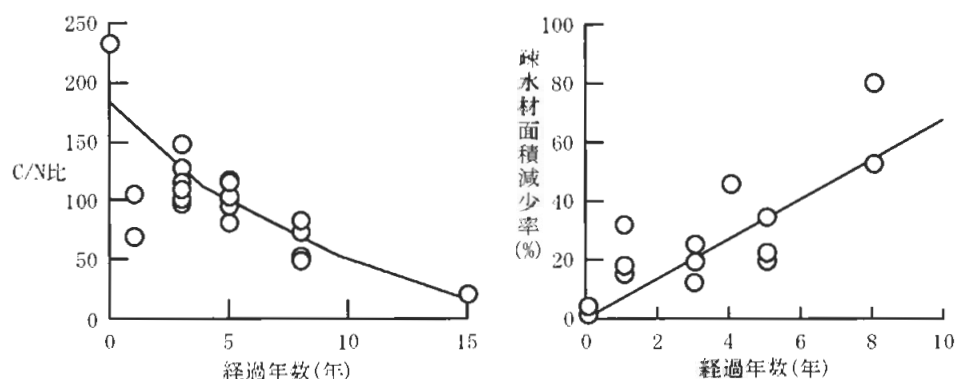


図2-2-2 モミガラ疎水材のC/N比と疎水材面積減少率の経年変化

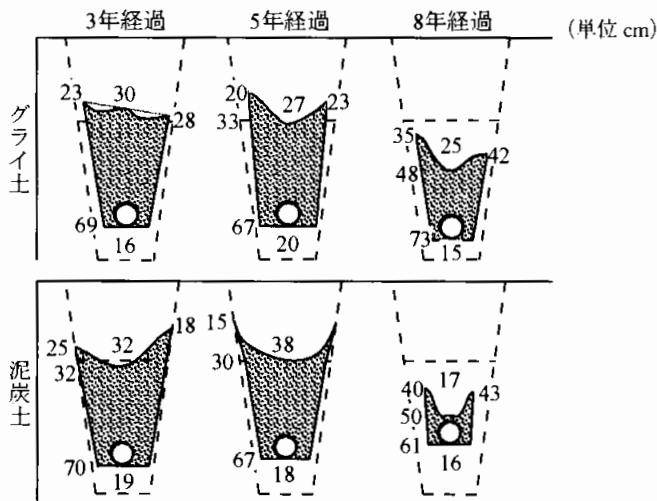


図2-2-3 モミガラ疎水材の土壌型別の断面変化

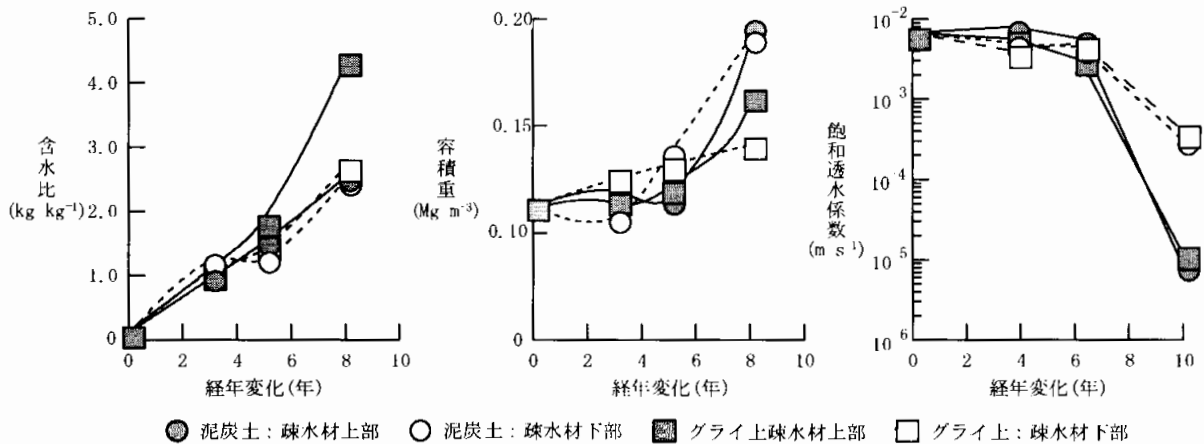


図2-2-4 モミガラ疎水材の物理性の経年変化

3) チップの疎水材としての適用性

(1) チップ疎水材の素材特性

チップは樹皮部を剥離した樹木をチップ化して作られる。チップの小片の形状は、大きさが最大40mm、平均18mmで概ね12~24mmの範囲に入る、厚さ3~5mmの四角形をした平板である。チップ疎水材の物理性を表2-2-5に示す。チップ疎水材の容積重は、0.367Mg m⁻³とモミガラの3倍程度である。チップの間隙率は0.676m³ m⁻³とモミガラに比べ小さいが、そのほとんどがチップの小片の粒子間にある粗大間隙である。そのことから、チップ疎水材の飽和透水係数は10⁻³m s⁻¹オーダーと大きい値を示していた。また、チップのC/N比はモミガラより高く耐腐朽性に優れていると考えられた。チップは圧縮率が20%とモミガラより小さく、疎水材の断面を維持する性質はモミガラより勝っていた。

他の種類のチップには、樹木伐採後の根を掘削し回転ハンマーで細かく破碎した抜根チップがある。樹木伐採後の根は処理しなければならない。北海道で発生する伐

根量は表2-2-6に示すように膨大で、有効利用が求められていた。これら樹木の根は、移動式粉碎機により粉碎しチップ化して大きさ75~125mmのささみ状の伐根チップが作られる。その他には、チップを低コストに製造するため、樹皮付きの樹木をそのままチップ化して作られる樹皮付きチップがある。

伐根チップの物理性は、容積重が0.303Mg m⁻³とチップよりやや小さく、間隙率が0.868m³ m⁻³とチップより大きい。伐根チップは大きさが75~125mmとチップより大きいことから、伐根チップの間隙はチップより粗大な間隙である。そのため、伐根チップの飽和透水係数は10⁻²m s⁻¹オーダーとチップより大きい。伐根チップのC/N比はチップより小さくチップよりやや腐朽しやすい。圧縮率はチップより大きいモミガラより小さく、チップとモミガラの中間で、疎水材の断面を維持する性質はモミガラより勝っている。

樹皮付きチップの基本的な素材の物理性は、チップと差がない。

表2-2-6 公共機関工事による樹木伐根物の発生量 (1996)

組織	1998年度 発生量
開発局(道路等)	30万 (t)
北海道(道路等)	15万(本; 補償対象分)
北海道(森林等)	133,500 (m ³)
北海道(治山等)	33,500 (m ³)

- 1) 市町村など一部公共機関で推定不能
 2) 伐根処理は当時、現場内処理のため発生量推定が不能
 3) 本資料は北海道林務部調べ

(2) チップ疎水材の排水性

素材特性からはチップの飽和透水係数が疎水材として十分に適していることが示されている。そのチップを疎水材として使用した暗渠について、富良野市A圃場で暗渠排水量を調査し検討した。図2-2-5には富良野市A圃場の1年経過後と4年経過後に、疎水材を通過する余剰水が主な排水となる、水稻収穫後の土壌亀裂が少なく耕耘されていない圃場条件で、チップ疎水材の暗渠(以下、チップ暗渠と記す)の排水量をモミガラ疎水材の暗渠(以下、モミガラ暗渠と記す)と比較した結果を示す。図2-2-5から、1年経過後ではチップ暗渠がモミガラ暗渠に比べピーク排水量がやや高く、その後の排水量もやや高く推移していた。これは、チップが粗大な間隙を有しているため余剰水の迅速な排除が行われやすいためと考えられる。また、4年経過後のチップ暗渠の排水状況は、モミガラ暗渠に比較して、降水量が多い場合にピーク排水量がやや高いが、概ね同程度の排水量であった。また、チップ暗渠は、4年経過後もピーク排水量 2.87mm h^{-1} (68.9mm day^{-1} 相当)を観測しており、村島・荻野(1990b)や農林水産省(2000)に示されている水田のピーク排水量や計画排水量に劣っていない。このことから、チップ暗渠は暗渠の設計基準に相当する通水性は確保されていると判断できた。

(3) チップ疎水材の安定性

チップ暗渠の耐久性を暗渠の疎水材の経年的な変化から評価するため、疎水材断面の形状を図2-2-6に、疎水材の面積減少率を表2-2-7に示した。

湿性土壌の泥炭土において1年経過したチップ暗渠とモミガラ暗渠の断面は、施工直後と同じ状態で資材間に差がない。5年経過では、チップ暗渠とモミガラ暗渠ともに疎水材上部6cmに土砂が付着していた。最も湿性で還元的なグライ土では、疎水材の腐朽が抑制され、疎水材面積減少率が、チップ暗渠で1.8% (疎水材の面積が 774.7cm^2 から 760.8cm^2 へ減少)であった。モミガラ暗渠では、疎水材が沈下したことから15.2%と大きくなった。同圃場において7年経過してもチップ暗渠は、疎水材上部15cmまでは、土砂が浸入しチップが腐朽していたが、依然として断面形状に変化がなく疎水材面積減少率が13.3%と少ない。一方、モミガラ暗渠は疎水材の沈下で空洞ができ疎水材面積減少率が54.5%にまで増加した。

やや酸化的な半湿性土壌である多湿黒ボク土の畑条件下で11年経過したチップ暗渠は、疎水材が沈下して疎水材までの深さが深くなり、面積減少率が37.6%まで大きくなった。しかし、チップ疎水材の断面は、施工直後の半分以上が残っていた。一方、排水改良の必要となる半湿性な褐色森林土の畑条件下で11年経過したモミガラ暗渠は、暗渠管の周辺にしか疎水材が残っていない。その疎水材面積減少率は86.0%となり、疎水材としての役割は果たしていないと考えられた。

次に、チップとモミガラの経年変化を各フルイに残留したチップの重量割合により評価し表2-2-7に示した。1年経過のチップには細粒化が認められない。モミガラでは2mm未満の画分が増加し細粒化が始まっていた。5年経過では、チップとモミガラの両方で最も多い画分の範囲は使用前と変わらないものの、細粒分が増加して

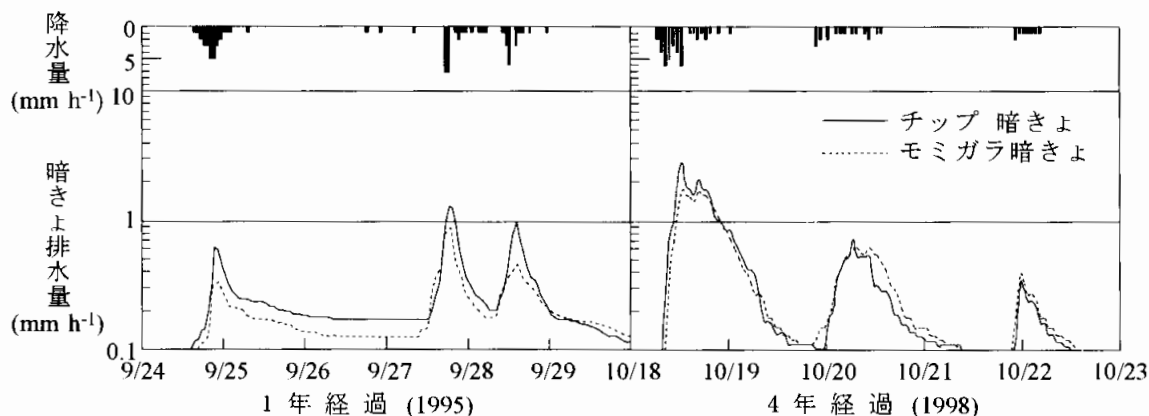


図2-2-5 チップとモミガラの疎水材暗渠の排水量(富良野市A圃場)

いた。7年経過のチップは、最も多い画分の割合が変わらず、細粒化の進行が遅いと思われた。一方、7年経過のモミガラは、最も多い画分が2mm未満と細粒になり、顕著に腐朽していた。畑条件で11年経過のチップは、0.42mm以上の粒子が 0.458kg kg^{-1} と大きな画分も残っていた。一方、11年経過のモミガラは、0.42mm以上の画分が 0.142kg kg^{-1} と少なく粉状になっていた。

チップの化学成分の変化についても表2-2-7に示した。これによると、チップは経年的な腐朽によりC/N比、セルロースとヘミセルロースが減少した。ただし、リグニンは減少していない。これは、疎水材として利用が過湿で半嫌気的であるため、チップの腐朽が軟腐朽で、他の腐朽菌を抑制している（井上, 1972; 高橋, 1994）ためであろう。このことから、疎水材として利用されたチップの腐朽は、木材の中で最も遅い分類（井上, 1972; 木材工業ハンドブック編集委員会, 1982）であった。チップの分解程度を把握するには、リグニン以外の糖類が減少した重量割合（以下、推定重量減少率）を推定して比較することが有効と考えた。推定重量減少率は、疎水材として利用条件でリグニンが分解されずに同じ量が残存するが、セルロース等が減少するため、相対的にリグニン含有率が増加する点に基づいた、式2-2-1により計算する。

$$Y_n = 1 - \frac{a_0}{a_n} \dots\dots\dots \text{(式2-2-1)}$$

Y_n : 推定重量減少率

a_0 : 未使用チップのリグニン含有率

a_n : n 年経過したチップのリグニン含有率

それによると推定重量減少率は、1年経過で15.0%、5年経過で30.6%、7年経過で30.7%、11年経過で51.8%であった。

チップの細胞組織の経年変化について組織変化から腐朽の進行を検討した。写真2-2-2には1年及び11年経過したチップの細胞組織を示した。1年経過したチップは部分的に腐朽していたが、大部分が健全な細胞で、早材部は全く攻撃を受けていなかった。11年経過では空洞化の腐朽が進み細胞壁が密な冬期に成長する年輪部の晩材部で細胞の欠落が見られたが、細胞壁が粗で夏期に成長する年輪部の早材部は健在であった。これらの細胞壁崩落率は、1年経過で11.8%で、11年経過で47.1%であった。

以上の暗渠断面と疎水材の大きさの推移、化学成分、細胞組織の変化を総合し、腐朽の進行程度を推定すると、

チップの推定重量減少率と細胞壁崩壊率はほぼ一致し、細胞壁の崩落が化学成分の変化に影響していた。また、疎水材面積減少率はこれらより小さくチップの大きさが小さくなり、0.42mmフルイに残留する画分の推移と合致していた。

疎水材の耐久性の評価は次のように考える。チップやモミガラの疎水材では、腐朽で粒子の推定重量減少率が増加しても疎水材断面の変化が小さく、断面形状を維持していた。このことからチップの耐用年数は化学分析からの推定よりやや大きく評価できる。

チップとモミガラの耐用年数は、疎水材断面の形状が維持できなくなるまでとし、疎水材が暗渠管まで減少した場合を目安にした。モミガラ暗渠では、半湿性土壌の畑条件で11年経過すると疎水材が暗渠管周辺にしかなく、疎水材としての機能がほぼなくなったと評価できる。それに対してチップ暗渠では、同様の半湿性土壌の畑条件で11年経過でも疎水材断面を施工直後の半分以上は維持していた。このことから、チップはモミガラに比較し耐用年数の長い資材であると判断できた。

カラマツ以外のチップには、伐根チップや樹種の異なるチップがある。これらチップを疎水材として利用する上で、これらの違いが、腐朽の進行程度に与える影響についてチップと比較して検討した（表2-2-8）。

針葉樹であるトドマツを用いたチップは、カラマツのチップとリグニン含量などに差はない。1年を経過したトドマツのチップにはリグニンの急激な増加がなく、推定重量減少率が5.3%とカラマツのチップの4.1~15%で同程度の腐朽であった。このことから、樹種が針葉樹であればチップの腐朽は、同程度と考えられる。

伐根チップは樹種が混交林のためC/Nがカラマツのチップより総じて低く、腐朽による劣化がチップより早いことが予想される。2年経過後のカラマツの伐根チップは、容積重とリグニン含量の変化がチップに比べて差がないものの、推定重量減少率が10.7%とチップの4.1%より大きい。2年経過後の混交林の伐根チップは、乾燥密度とリグニン含量の増加、C/N比の低下が認められ、推定重量減少率が12.6~31.4%とカラマツの伐根チップやチップより大きい場合が多い。

これらのことから、伐根チップの腐朽は、樹種が影響して針葉樹より広葉樹を含む混交林で腐朽が早いこと、それに加えて、チップの形状が大きく影響して平板状のチップの形状より伐根チップのササミ状に砕かれた形状で腐朽が早いことが予想された。

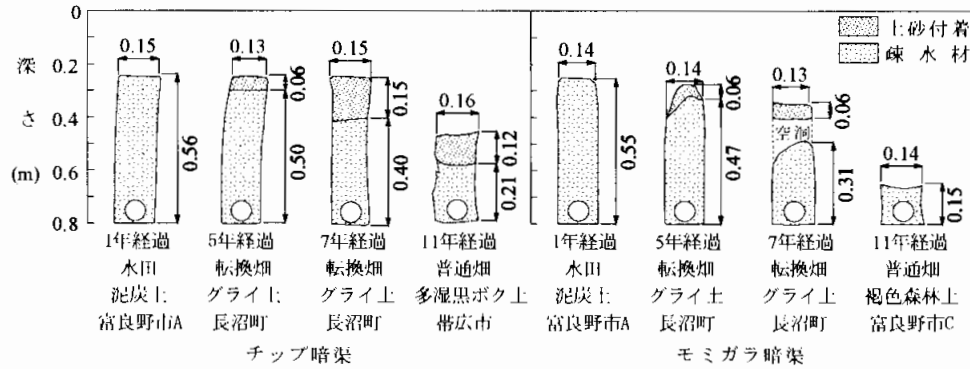


図2-2-6 チップとモミガラの疎水材の経年変化

表2-2-7 チップとモミガラの理化学性の経年変化と腐朽度推定

項目	単位	経過年数(年)				
		0	1	5	7	11
		水田	水田	転換畑	転換畑	普通畑
		富良野市A	富良野市B	長沼町	長沼町	帯広市
チップ 粒子径毎 の割合	20mm以上 (kg kg ⁻¹)	0.228	0.297	0.079	0.000	0.000
	5~20mm (kg kg ⁻¹)	0.770	0.669	0.612	0.704	0.099
	2~5mm (kg kg ⁻¹)	0.002	0.003	0.200	0.088	0.096
	0.42~2mm (kg kg ⁻¹)	0.000	0.001	0.054	0.106	0.263
	0.42mm未満 (kg kg ⁻¹)	0.000	0.030	0.055	0.102	0.542
疎水材面積減少率*2 (%)	—	0.0	1.8	13.3	37.6	
チップ	リグニン (kg kg ⁻¹)	0.256	0.301	0.369	0.368	0.531
	セルロース (kg kg ⁻¹)	0.470	0.479	0.356	0.326	0.107
	ヘミセルロース(kg kg ⁻¹)	0.161	0.166	0.170	0.175	0.061
	C/N比	1619	553	203	128	91
	細胞壁崩落率*3 (%)	—	11.8	—	—	47.1
推定重量減少率*4 (%)	—	15.0	30.6	30.4	51.8	
モミガラ 粒子径毎 の割合	5~20mm (kg kg ⁻¹)	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000
	2~5mm (kg kg ⁻¹)	1.000	0.874	0.790	0.047	0.000
	0.42~2mm (kg kg ⁻¹)	0.000	0.042	0.145	0.540	0.142
	0.42mm未満 (kg kg ⁻¹)	0.000	0.084	0.063	0.413	0.858
モミガラ	疎水材面積減少率 (%)	—	6.7	15.2	54.5	86.0

*1 チップとモミガラの未使用資材は富良野市A圃場に使用した資材を用いた。
 *2 疎水材面積減少率は、暗渠の疎水材面積を施工直後と比較して減少した変化率を算出した。
 *3 細胞壁崩落率は、チップ疎水材の細胞壁の面積割合を、未使用時のチップと比較して減少した変化率を算出した。
 *4 推定重量減少率はリグニンが分解されずに同じ量が残存すると仮定して算出した(式2-1-1)。

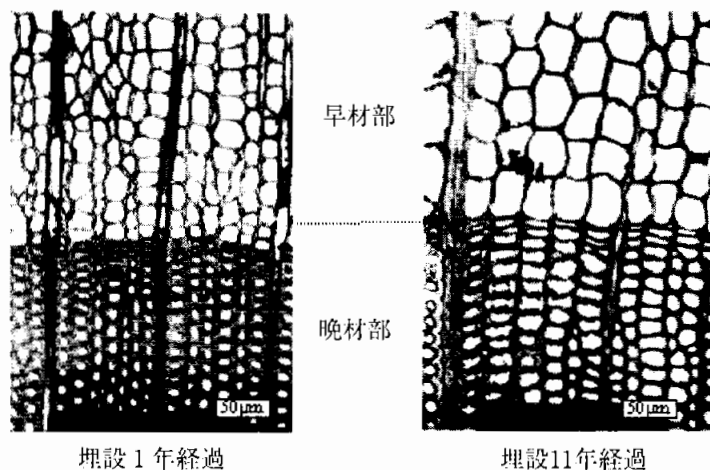


写真2-2-2 チップの細胞組織の変化

表2-2-8 各種のチップ類の成分変化

試験地 (土壌)	疎水材	経過 年数	容積重 (Mg m ⁻³)	リグニン (kg kg ⁻¹)	セルロース (kg kg ⁻¹)	灰分 (g kg ⁻¹)	C/N	推定重量 減少率 (%)
門別町 (泥炭土)	チップ (カラマツ)	原料	0.39	0.283	0.523	1.6	367	—
		1年	0.41	0.295	0.516	3.1	322	4.1
		2年	0.41	0.301	0.618	3.1	232	6.0
	伐根チップ (カラマツ)	原料	0.42	0.275	0.502	4.2	316	—
		1年	0.38	0.289	0.541	4.5	346	4.8
		2年	0.41	0.308	0.624	4.4	327	10.7
伐根チップ (混交林)	原料	0.43	0.243	0.624	13.0	213	—	
	1年	0.44	0.270	0.450	37.0	263	10.0	
	2年	0.48	0.278	0.459	12.0	185	12.6	
富良野 (泥炭土)	チップ (カラマツ)	原料	0.34	0.275	0.551	1.2	249	—
		1年	0.38	0.315	0.510	8.9	167	12.7
		2年	0.40	0.325	0.571	9.5	151	15.4
	樹皮付きチップ (カラマツ)	原料	0.40	0.281	0.576	3.0	371	—
		1年	0.38	0.310	0.513	4.9	352	9.4
		2年	0.37	0.323	0.478	18.9	248	13.0
	伐根チップA (カラマツ)	原料	0.43	0.266	0.467	12.5	236	—
		1年	0.44	0.296	0.408	27.6	252	10.1
		2年	0.44	0.315	0.591	27.1	179	15.6
	伐根チップB (カラマツ)	原料	0.23	0.266	0.467	12.5	236	—
		1年	0.35	0.298	0.418	16.5	172	10.7
		2年	0.44	0.388	0.385	36.8	74	31.4
初山別村 (灰色低地土)	チップ (トドマツ)	原料	0.34	0.286	0.510	4.6	324	—
		1年	0.33	0.302	0.573	8.1	243	5.3
		伐根チップ (混交林)	原料	0.45	0.275	0.470	20.7	252
		1年	0.37	0.282	0.553	20.1	180	2.5

(4) チップ疎水材の安全性

チップを現地で使用する時懸念されたのが有害物質による作物生育への影響であった。そこで最初に、チップの冷水抽出液による発芽及び作物生育抑制について検討した。チップの糖類やフェノール類などの水溶性成分を冷水抽出した抽出液を用いたコマツナ種子による発芽試験では、表2-2-9に示すように、チップの処理でもコマツナ種子の保証している発芽率80%を超える90%以上の発芽率を確保しており、チップの冷水抽出液による発芽率の減少が確認されなかった。一方、チップのワグネルポットでエンバクを栽培した試験結果からも地下部の乾物量に処理間の差はなく、地上部の乾物量も同様であった。これらの結果から、チップは作物へ直接的な影響を与えていないと判断された。

カラマツの樹皮に含まれている有害物質であるフェノール類の溶出が暗渠の水質へ与える影響については、チップ暗渠のこれまでの調査で4-アミンアンチピリン法(検出限界0.025mg L⁻¹)による分析でフェノール類が検出されていない(北川ら, 1996; 津田ら, 1997)。これはチップは樹皮を剥がした材木を原料にしているため、チップのフェノール含量が少ないことによる。以上のことからチップの疎水材としての安全性が確認された。

チップ以外のトドマツや樹皮付きチップ、伐根チップについても、各チップ資材を混合した混合土を充填したワグネルポットでエンバクを栽培して、生育量から障害性の有無を判断した。その結果、各チップ資材とも良好に生育し地上部と地下部の乾物量は共に対照区との差が

表2-2-9 各種のチップが作物の乾物生産に及ぼす影響

使用 資材	処理	幼植物栽培試験(エンバク)		
		発芽率 (%)	地上部 乾物量 (g m ⁻²)	地下部 乾物量 (g m ⁻²)
富良野 A圃場	対照	95.0	238	180
	チップ(カラマツ)	92.5	250	186
富良野 B圃場	対照	—	170	130
	チップ(カラマツ)	—	148	133
	チップ(トドマツ)	—	149	124
	樹皮付きチップ	—	162	130
	伐根チップ(混交林)	—	185	127

注1) 各種チップを体積割合で土1:資材1の混合土により試験
注2) 供試作物はエンバクで、播種後45日目に調査

なく、資材周辺まで健全な根が伸長していることも確認され、いずれのチップ資材も作物の生育に対して悪影響を与えていなかった。

(5) チップ疎水材の排水水質

図2-2-7に示した暗渠排水の水質は、チップ暗渠とモミガラ暗渠ともに施工直後のBODとCODが高く、時間とともに低減する傾向が見られた。特に施工直後は、チップ暗渠のBODとCODがモミガラ暗渠より高い。また、BODは時間が経過してもチップ暗渠で高い場合が多い。チップ暗渠の排水のBODとCODが施工直後に高く、徐々に低減していくことは、チップに含まれる水溶性糖類の溶出率が使用後の早い時期に多く、徐々に低減する特徴(北川ら, 1996; 津田ら, 1997)と一致している。さらに、

チップ暗渠はモミガラ暗渠に比べても排水のpHが6未満と低い場合も多い。このチップ暗渠の排水のpHが低く推移する傾向は、針葉樹の抽出成分や木材の腐朽により生成される腐植酸などが溶出すること(谷田貝, 1980; 佐藤俊, 1986)により弱酸性を呈するためと考えられた。このことから、排水のBODとCODが施工直後に高まることと、排水のpHが低く推移する原因は、チップの水溶性糖類などの溶出によるものと推察できた。以上のことから、チップを疎水材に利用することで、BODやCODを高める炭素源の糖類を含む排水が流入しpHが低下することは、排水中の二価鉄を酸化させて暗渠管内に酸化鉄を沈積させる鉄酸化細菌の繁殖を助長する(小島ら, 1995)

と予想される。なお、強酸性土壌を持つ泥炭土でチップ暗渠の暗渠管が酸化鉄により閉塞した事例(北川ら, 2005)もある。そのため、暗渠の排水中の二価鉄濃度が高いことが予想される泥炭土や強酸性土壌、酸性硫酸塩土壌の農地の暗渠には、排水のpHが高くなる砂利や貝殻(宍戸ら, 2001)などの疎水材の方がチップの疎水材より望ましい。

チップ以外の各暗渠の水質を比較すると、施工直後はやはりBOD, CODが高まるが、時間経過とともに低下する傾向があった。これは暗渠全般に亘る傾向であったため、疎水材自体の種類が水質汚濁などの原因になることはない結論された。

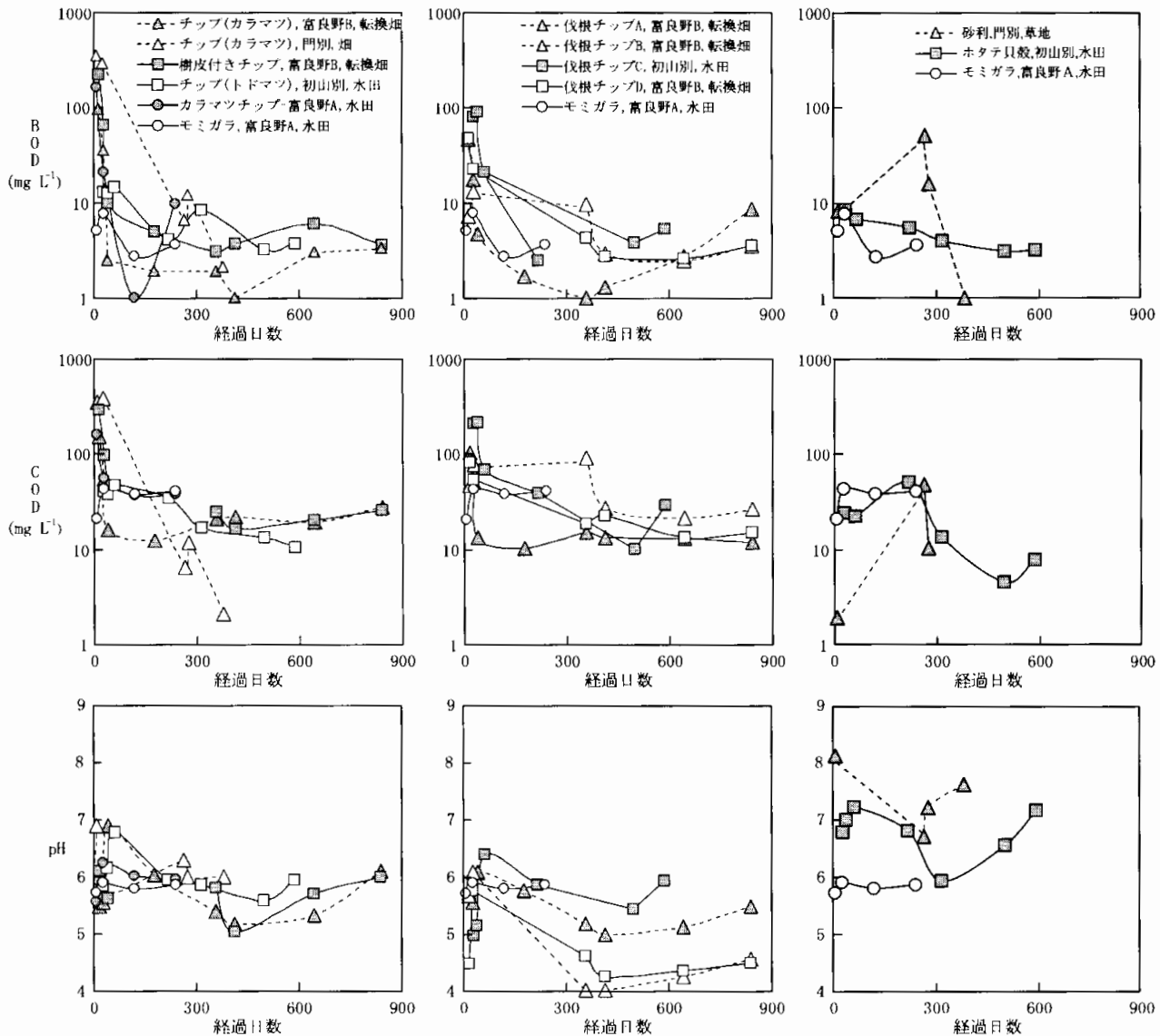


図2-2-7 暗渠の排水水質の変化

4) 無機質系資材の疎水材としての適用性

(1) 火山礫と火山灰

北海道には火山礫と火山灰（ここでの火山灰は火砕流堆積物をさす。）が広く分布しており、農業に利用されている。火山礫と火山灰は暗渠の疎水材として畑地帯の網走地方で利用され始め、近年では各地で利用されている。

疎水材として利用が可能な火山礫と火山灰は図2-2-8のように分布している。火山灰は図2-2-8に示す以外にも多く分布する地域はある。これまでに利用された火山灰には、網走や根釧地方で実用されている屈斜路火山灰と試験的に利用した屈足火山灰の2種類がある。

火山礫は、北海道を代表する火山の周辺で産出され、暗渠の疎水材や土木材としても用いられている。各地域の火山礫と火山灰には粒径の特徴が異なり、これらの代表的な土取り場での粒径を図2-2-8に示した。これら火山礫と火山灰のうち細粒分の多いものは疎水材として適さず、利用に際しては粒径を確認する必要がある。

(2) 砂利

砂利は入手が容易な資材である。砂利の基本的な物理性は、容積重が0.8Mg m⁻³程度で間隙率0.7m³ m⁻³、透水係数が10⁻¹ m s⁻¹以上と大きく、圧縮率1.0%と小さいことから疎水材に適した資材である。北海道内での採掘は十勝川や石狩川などの河川で広く行われている。砂利の生産量は年間約1~2千万m³と膨大である(松井, 1990)。疎水材に利用されている砂利は、土木資材に使用される石をフルイ分けした後に残る利用価値が少ない細かな砂利を有効利用している。畑暗渠では砂利を疎水材に利用することで高い排水効果が確認されている。そのため、砂利は畑地帯を中心に北海道の暗渠の29%と多くで疎水材として利用されている(表2-2-5)。

(3) 貝殻

ホタテは北海道の主要な水産物で大量の貝殻が廃棄物として発生する。そのホタテ貝殻を疎水材として利用しているが、ホタテ貝殻の価格上昇や土砂混入の恐れなどにより利用が伸び悩んでいた。

ホタテ貝殻の基本的な物理性は、容積重が0.48Mg m⁻³で、間隙率0.86m³ m⁻³と多く、透水係数が10⁻² m s⁻¹以上と大きく、圧縮率0.2%と小さいことから、疎水材に適した資材である。ホタテ貝殻は粗大な間隙が多いため、土砂混入が懸念されていた。稚内市の泥炭草地で15年を経過したホタテ貝殻疎水材の暗渠では、ホタテ貝殻疎水材中への土砂混入率は2.1%と低く、極少量の土砂の付着だけであった。また、暗渠管内には土砂の沈積物の堆積がなく、良好な状態であった。さらに、初山別村の水田では、ホタテ貝殻疎水材の上部にモミガラフィルター層を設けたことで、施工後1年経過してもホタテ貝殻疎水材の土砂混入率は1.1%と低く保てた。

15年を経過したホタテ貝殻疎水材の暗渠では、疎水材断面に変化がなかった。ホタテ貝殻のカルシウムの溶出を表面の状態変化から検討すると、未使用のホタテ貝殻に比べて15年経過のホタテ貝殻では、方解石状の炭酸カルシウム結晶の端が溶けて表面が粗くなっており、カルシウムの溶出の形跡が認められた(写真2-2-3)。このことは、ホタテ貝殻疎水材暗渠の排水のpHが高く(図2-2-7)、カルシウムが溶出していることと一致する。しかし、ホタテ貝殻からのカルシウムの溶出は表面のみであり、ホタテ貝殻の疎水材としての耐用年数は、15年以上であると考えられた。

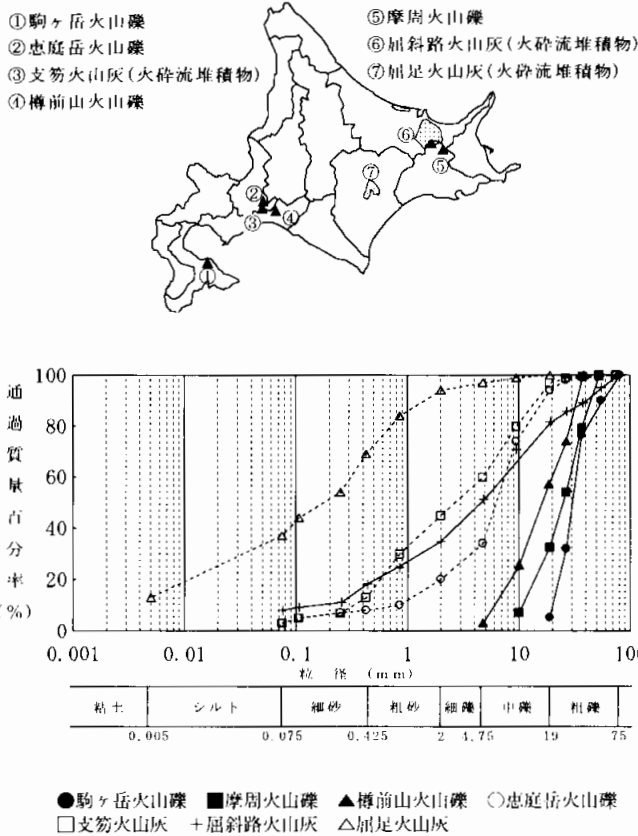


図2-2-8 火山噴出物の噴出源と粒径

5) 地域資源の疎水材への利用に向けた判断法

暗渠の疎水材への利用に際しては、これまで提案した資材の利用が前提となるが、これらを含め新たな資材の特性評価・利活用判断の流れを図2-2-9に示す。図2-2-9からは、疎水材として適した物理性と資材の構成成分の確認がまず重要であり、次いで、環境や農地へ

の適応性の判断、推定される溶出成分や有害物質の確認が必要となり、これらの内容を検討して利用について判断すべきである。なお、これらの評価をする上では、概ね表2-2-10に示した理化学性が暗渠疎水材として必要な値と考える。

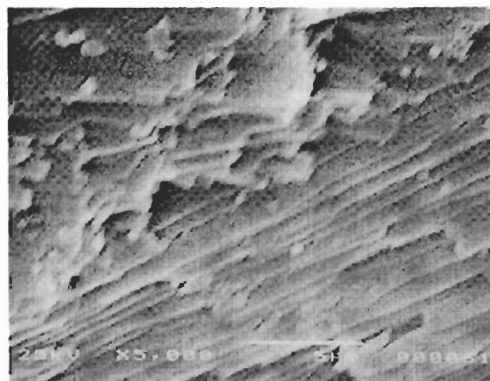
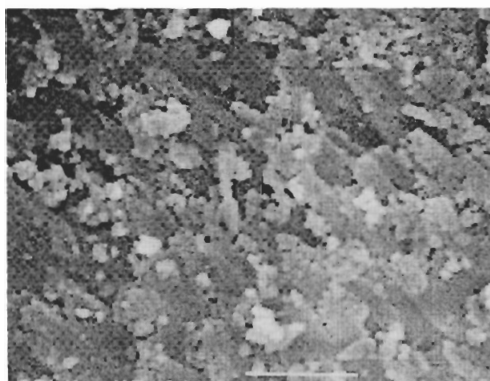


写真2-2-3 ホタテ貝殻表面状態の経年変化 (左:使用前, 右:暗渠施工後15年経過)

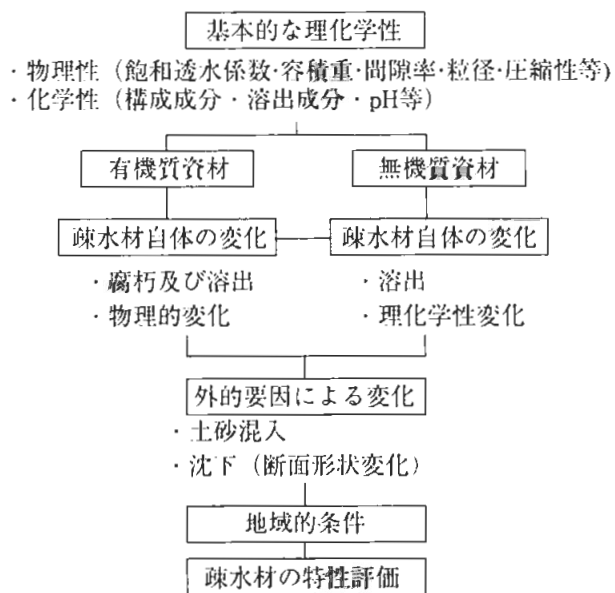


図2-2-9 疎水材の特性評価と利活用判断

表2-2-10 疎水材として適した理化学性の目安

項目	参考値
飽和透水係数	自然状態 10^{-5} m s^{-1} 以上
	締固め供試体 10^{-6} m s^{-1} 以上
粒径	最大の粒径 2~4.75mm 以上
化学性	pH 5.0~8.5 (排水の水質)
	重金属 有害成分 土壤の汚染に関する環境基準に準拠 重金属などの溶出及び検出なし

第3節 強酸性土壌における暗渠管閉塞要因の 解明と回避対策

1. はじめに

暗渠の排水機能低下の要因に暗渠管の閉塞がある。第2章第2節の表2-1-3に示したように、北海道においては暗渠管の13.5%に何らかの物質の沈積が確認されている。暗渠管に各種の物質が沈積した事例は、土砂が沈積した報告（兼子ら, 1995; 甲谷ら, 1989; H下ら, 1993; 村島・荻野, 1992; 梅田, 1981）が多くなされていた。また、酸化鉄による事例については、未熟な酸性硫酸塩土壌において短期間でコロイド状の鉄沈積が発生すること（Dent, 1986）や、暗渠管内の沈積には鉄酸化細菌が関与すること（Ishiwata et al., 1998）が明らかにされていた。しかし、暗渠管の閉塞に対する具体的な対策としては、青森県の高鉄含量の砂丘畑で暗渠管内を満水にすることで排水中の二価鉄の酸化沈積を防ぐ対策技術（佐々木ら, 2003）が示され、また、阿蘇火山地帯では管内の酸化鉄閉塞物質を洗浄する対策技術（兼子ら, 1995; 農林水産省, 2000）が提案されているだけであった。

十勝岳山麓の谷底平野に位置する美瑛町において、畑作物の生育改善と作業性向上や野菜作振興のため暗渠が施工された。ところが本地域では、暗渠排水の効果が早い段階で低下する現象が施工後12ヶ月の2000年に北海道美瑛土地改良区と北海道土川支庁により確認された。その原因は、12ヶ月という短期間で内径60mmの暗渠管が堅い黒褐～赤褐色物質により断面積の半分以上が閉塞することであった。しかし、本地域が緩傾斜地形のため、これまでに提案された管内湛水による鉄の酸化防止対策は適用できず、大規模経営のため管内沈積物の洗浄の実施も困難な状況であった。

この現象が発生した美瑛町では、2003年度より北海道常農業農村整備事業により暗渠排水の施工が予定されていた。そのため、暗渠管が短期間で閉塞する原因の究明と対応策の確立が迫られた。

本地域は、丘陵地に挟まれた平地で地下水位が高く泥炭が生成した多湿な土地である。この泥炭土に1926年の十勝岳噴火泥流により強酸性土層が10cm程度堆積した。その後、復興の反転耕や客土により農業が再開された。しかし、畑作物生産においては木だに酸性障害のための酸性矯正と暗渠排水による強酸性水の排除が必要な土壌であり、暗渠管閉塞に対する回避策が不可欠であった。

本節は、十勝岳泥流地帯で発生している暗渠管の閉塞を回避するため、閉塞物質の生成過程を解明するとともに、その対策工法を示す。

2. 試験及び調査方法

1) 暗渠管閉塞物質の構成成分

暗渠管閉塞物質（以下、閉塞物質と記す。）の鉱物種同定は粉末X線回折により、その構成成分はX線マイクロアナライズ法により分析した。

閉塞物質生成の微生物の関与については、採取した閉塞物質を 0.01mol l^{-1} 硫酸第一鉄溶液内に浸潤させ、閉塞物質に付着している細菌を光学顕微鏡で観察し写真撮影した。

2) 暗渠管閉塞圃場及び調査地の土壌理化学性

本地域の暗渠管閉塞が発生する原因を検討するため、暗渠管閉塞圃場（以下、閉塞圃場と記す。）の土壌断面調査をするとともに、各土層のpH(H₂O)、リン酸吸収係数、炭素含量、国際法土性を測定した（土壌環境分析法編集委員会, 1997）。また、新鮮土試料の1:10水浸出液から、水溶性硫酸含量(H₂O-SO₄²⁻)をイオンクロマトグラフィ法により、同じく水溶性鉄含量(H₂O-Fe)を原子吸光法により定量した（土壌養分測定委員会, 1997）。土壌中の全鉄含量(T-Fe)及び全イオン含量(T-S)はX線マイクロアナライズ法により分析した。

調査圃場を含む本地域一円では、今後、暗渠の施工が計画されており、暗渠管閉塞が発生する圃場を特定する必要があるため、本地域全域の300haで土壌調査を行った。調査では98地点の0~20cmの表層土と、30cm~泥炭層又は30~60cmの次層土を採取した。風乾土試料のpH(H₂O)と、新鮮土試料の過酸化水素分解による硫酸含量（以下、H₂O₂可溶性硫酸含量と記す。）を分析した（北海道立中央農業試験場, 1985; 北海道農政部, 2002b）。各地点では、泥炭層の有無とその出現深も調べた。

3) 暗渠管閉塞の回避対策の実証試験

(1) 対策工法の概念

イオン含有条件下での鉄の形態変化と、鉄を沈積させる鉄酸化細菌の生息は、一般的にpH及び酸化還元電位(Eh)により影響される（Garrels and Chraist, 1965; 竹野, 2005）。そのため、暗渠管閉塞を回避する対策工法の概念として、排水のpHを上げる、あるいは、Ehを下げる、ことで二価鉄が酸化鉄になる反応を制御する方法が考えられた。しかし、排水のEhを下げることは本地域の圃場条件において難しい。そのため、ここでは鉄酸化細菌の生態を考慮し、疎水材を用い流入水のpHを上げて中和する方法（Kitagawa and Takeuchi, 2004; 北川ら, 2005; 2006）を選択した。

対策工法は、疎水材として水との接触面積が大きく透水性が良好で、酸性水を中和するケイ酸カルシウムが主成分の粒状ロックウール（以下、ロックウールと記す。）を用いることとした（図2-3-1）。しかも、ロックウールは土壌改良資材として利用されているケイ酸カルシウム資材と成分が同じで、農業利用上の問題がない。

具体的な対策工法としては、暗渠管を囲むように厚さ10~20cmのロックウールの疎水材を敷設する。それにより、暗渠管へ集水される含鉄酸性水の中和と除鉄が行われる。排水の中和は、pHを高めて好酸性の鉄酸化細菌の繁殖を抑制する。また、高pHは、排水中の鉄を水酸化第二鉄として沈殿させ、ロックウール表面で濾過する。すなわち、この除鉄作用により暗渠管内で沈積する鉄そのものが減少する。これらの作用により、暗渠管内で鉄酸化細菌の繁殖が抑制され、鉄が付着しにくくなり、暗渠管閉塞を回避することができると考えた。

(2) 対策工法の効果検証の方法

暗渠管閉塞を回避する対策工法の効果を検定するため実証試験を実施した。1999年5月に暗渠を施工し、2000年春に地元の美瑛土地改良区などにより暗渠管閉塞が確認された圃場に、2001年10月に暗渠を再度施工した。

実証試験圃場（図2-3-2）では、従来工法（チップ暗渠：No.2, No.4）と図2-3-1に示す対策工法（ロックウール暗渠：No.1, No.3, No.5）により暗渠を施工して効果を検証した。

暗渠排水の水質調査項目は、pHを比較電極法で、硫酸イオン濃度(SO₄²⁻)をイオンクロマトグラフィ法で、カルシウムイオン濃度(Ca²⁺)を原子吸光度計法で、酸可溶性鉄濃度(Acid-Fe)及び二価鉄濃度(Fe²⁺)を1.10-フェナントロリン法で定量した（日本分析化学会北海道支部、1966）。暗渠管の閉塞状況の確認は、施工後6ヵ月

経過時点で、落水部から約150m地点の中間部において、各処理区の暗渠を掘削して土壌断面調査と、暗渠管を開口して閉塞状況を調査した。さらに、閉塞物質又は付着物質を採取し、2.1)の暗渠管閉塞物質の特定と同様の分析に供した。

3. 結果及び考察

1) 暗渠管閉塞要因の解明

(1) 閉塞圃場及び調査地の土壌理化学性

閉塞圃場の土壌は、表2-3-1に示すようにAp₁とAp₂の作土から2BCgの泥炭層にかけて多量のイオウを含んでおり、pH(H₂O)が3.0台と強酸性を示した。特に、作土直下の2BCg層はイオウが0.02kg kg⁻¹を超えていることから、この土壌は酸性硫酸塩土壌であることが明らかである。この酸性硫酸塩土壌は、泥炭層の上に堆積している二次堆積したものと判断された。また、リン酸吸収係数がやや高く、炭素含量が少なく灰白色で、土性がSLと粗粒である特徴から、1926年の十勝岳噴火に由来する泥流の堆積層と考えられた。これは、同年5月24日の噴火で、融雪水による多量の泥流が河川に沿って流下したことに起因し、当該地域で泥流被害が報告されている（猪狩、1940）こととも合致する。

さらに、その下層の3Ha1~3H3の泥炭層には鉄とイオウが多量に存在しており、硫化鉄や硫酸鉄、水酸化鉄の集積が示唆された。これらのことから、暗渠管の急速な閉塞には、土壌に多量に存在するイオウ、泥炭層に集積している鉄の関与が予想された。また、閉塞物質である酸化鉄が暗渠排水の落水部に多量に付着している圃場には、泥炭層が存在しており、還元的であった泥炭層に鉄が集積していたことが、暗渠管閉塞を助長していると考えられた。

この暗渠管閉塞を発生させる土壌の分布を調査したと

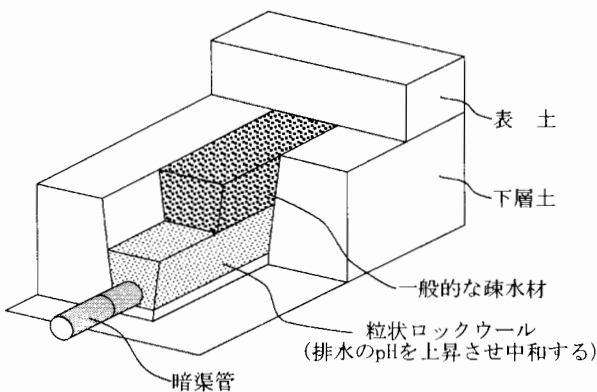


図2-3-1 暗渠管閉塞を回避する対策工法の概念図

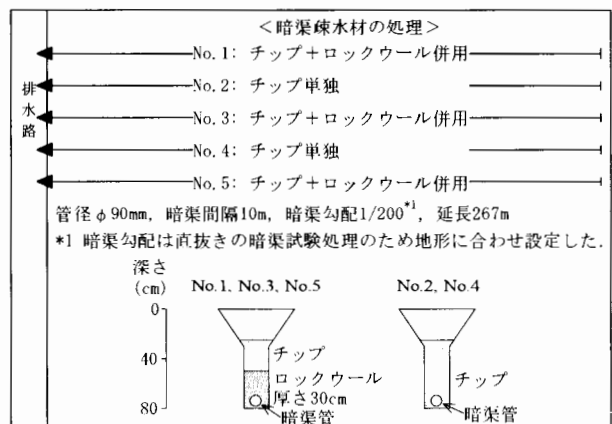
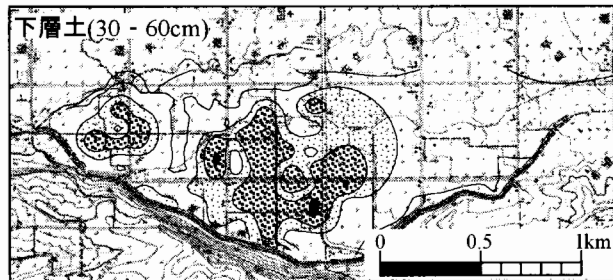
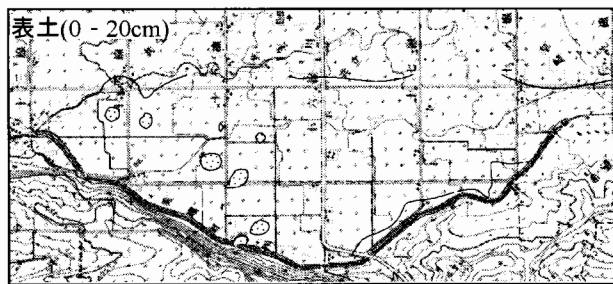


図2-3-2 試験圃場の概要

表2-3-1 閉塞圃場の土壌理化学性（暗渠上付近）

層位	深さ (cm)	炭素含量		pH(H ₂ O)	水溶性鉄含量 (H ₂ O-Fe) (mg kg ⁻¹)	水溶性硫酸含量 (H ₂ O-SO ₄ ²⁻) (mg kg ⁻¹)	全鉄含量 (T-Fe) (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	全イオウ含量 (T-S) (10 ⁻² kg kg ⁻¹)	土性 (国際法)
		(10 ⁻² kg kg ⁻¹)	リン酸 吸収係数						
Ap ₁	0-11	6.38	860	3.7	60	551	2.01	0.41	CL
Ap ₂	11-30	6.55	9700	3.7	70	481	2.30	0.53	CL
2BC _g	30-53	0.87	1340	3.1	150	4522	1.76	2.26	SL
3Ha ₁	53-70	—	—	2.9	2860	9647	10.56	2.41	—
3He ₂	70-80	—	—	4.0	1310	2958	6.57	1.89	—
3H ₃	80-90	—	—	5.0	1690	1608	1.84	1.29	—
4Cr	90-	1.22	1290	5.4	280	924	0.82	0.92	SL



H₂O₂可溶性硫酸含量(mg kg⁻¹)

1000 2000 3000

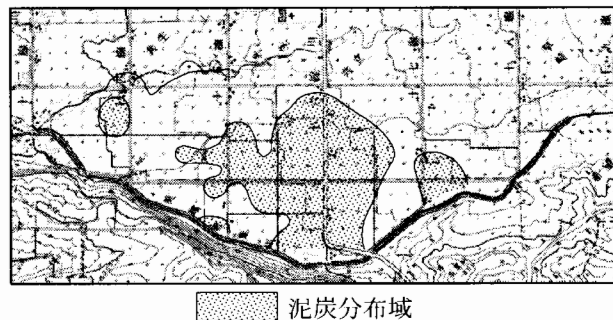


図2-3-3 暗渠管閉塞の発生地域の土壌条件

ころ、図2-3-3に示すように泥流に由来する酸性硫酸塩土壌は、下層土に広く分布していた。本地域の表土の硫酸イオン含有量は、高い地点も点在するが概ね低かった。しかし、作土直下の下層土は、pH4未満の圃場が多数存在した。下層土のpHが低い圃場では、H₂O₂可溶性硫酸含量が平均値で1,100mg kg⁻¹と高く、2,000mg kg⁻¹以上の地域も広く分布していた。なお、本地区では泥流発生後に復興のための基盤整備（客土）が実施されていた。このことが下層土の酸性硫酸塩土壌の存在を分からなくしていた。

以上から、泥流に由来する酸性硫酸塩土壌と鉄を集積する泥炭土が出現する圃場では、暗渠管の閉塞が発生する可能性が予測された。

(2) 暗渠管閉塞状況と閉塞物質の構成成分

閉塞圃場では、圃場中央部に地下から水が湧き上がっている部分があった。そこでは、閉塞物質が内径60mmの暗渠管の断面積比で0.675m² m⁻²まで占めていた。また、実証圃場施工時に12ヵ月前に施工された旧暗渠を掘削したところ、管の素材に関係なく、全ての暗渠管で閉塞物質が沈積しており、暗渠管閉塞は部分的な現象ではなかった。

閉塞物質は硬質と軟質な部分からなっていた。硬質部は黒色を呈し、木材の導管のような空洞が水の流下方向に向けて形成され、湿潤時でも山中式土壌硬度計で0.98MPa（指示値23mm）と堅密であった。一方、軟質部は赤褐色で、硬質部の隙間を埋めていた。両物質は、共に鉄（F₂O₃）が0.9kg kg⁻¹と大部分を占め、イオウ（SO₃）も0.04~0.08kg kg⁻¹と含まれていた（表2-3-2）。閉塞物質は、X線回折で硫化鉄等の明瞭なピークが認められず非晶質であった。

閉塞物質については、微生物性の面からも検討した。硫酸第一鉄溶液中の閉塞物質を観察した結果、写真2-3-1に示した螺旋状の桿菌が確認された。これは、

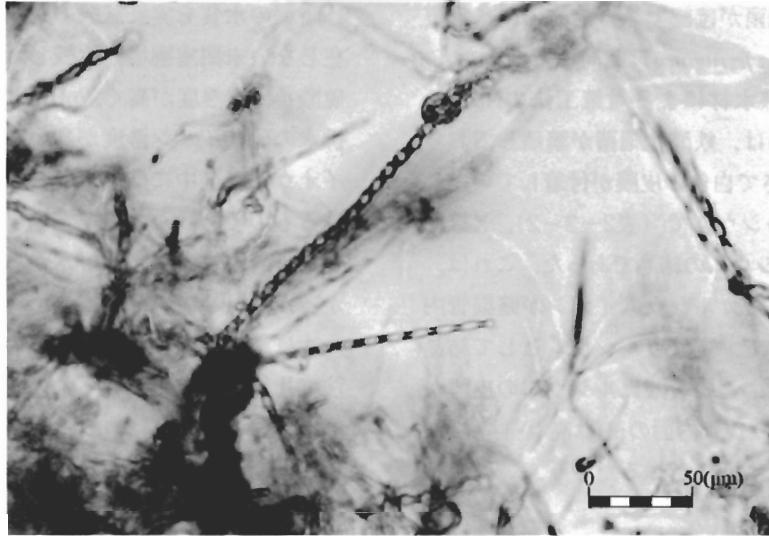
写真2-3-1 閉塞物質を生成する鉄酸化細菌 (*Gallionella ferruginea*)

表2-3-2 暗渠管閉塞物質の状況と構成成分

暗渠排水 施工時期 (調査時の経過月数)	閉塞物質の状態	成分含量 (10^{-2}kg kg^{-1})					鉄酸化細菌 の有無	閉塞物質 の厚さ (mm)	閉塞物質の暗渠 管内断面におけ る面積比 ($\text{m}^2 \text{m}^2$)
		Fe_2O_3	SO_3	Al_2O_3	SiO_2	CaO			
閉塞現象発生圃場 1999年5月施工 (12カ月経過)	赤褐色の暗渠閉塞物質 (軟質)	93.1	4.4	0.6	1.5	0.1	+	45	67.5
	黒褐色の暗渠閉塞物質 (硬質)	89.4	7.9	0.6	1.6	0.1	+	32	31.9
実証試験圃場 2001年10月施工 (6カ月経過)	従来工法 (木材チップ) 暗渠の閉塞物質	60.8	4.8	9.4	13.3	0.7	+	1	—
	対策工法 (ロックウール) 暗渠の管付着物	3.3	1.9	1.9	7.0	75.6	+		

Gallionella ferruginea の鉄酸化細菌であった (Ishiwata et al., 1998; 小島ら, 1995). すなわち, 閉塞物質は鉄酸化細菌による繊維状の代謝産物が層状に集合したものであると考えられた.

(3) 暗渠管閉塞物質の生成過程

これまでの結果から, 短期間で暗渠管を閉塞させる物質の生成過程は, 次のように考えられた. ①まず, 当地域では, 泥炭土に十勝岳噴火に伴う泥流が堆積した. この泥流中のイオウは, 酸化され硫酸となり, 土壌中の鉄などとともに下層の泥炭層に移動した. ②復興の基盤整備による客土がなされ, その後水田利用が行われた. これらにより, 酸性硫酸塩土壌の農作物への影響は軽減された. しかし, 土壌が還元条件になり, 特に強還元条件の泥炭層では, 硫酸と鉄が硫化鉄として蓄積した. ③農業情勢の変化から本地区の畑転換が進み, さらに暗渠排水を施工したことにより, 土壌中に蓄積していた硫化鉄は, 急速に酸化され, 硫酸と鉄が暗渠管に含鉄酸性水として流入した. ④暗渠管に流入した含鉄酸性水は, 鉄酸化細菌の働きによって酸化鉄を主成分とする鉄酸化細菌の代謝産物が暗渠管内に層状に沈積した. ⑤暗渠管内

で乾湿の繰り返しで屑状に沈積した酸化鉄は, 年輪状に厚さを増して固結を繰り返し暗渠管を閉塞した. この物質の生成が12ヵ月以上になると, 以上のようなメカニズムにより暗渠管のほとんどは閉塞してしまう.

2) 暗渠管閉塞の回避対策実証試験の効果

(1) 閉塞物質生成の防止効果

施工後6ヵ月経過時に暗渠管の状況を調査した結果, 疎水材に木材チップのみを用いた暗渠であるNo. 2とNo. 4には, 鉄酸化細菌の代謝産物の沈積が確認された. 90mm径の暗渠管内部には, 層状に25~32mmと極めて厚く生成していた. 暗渠管の閉塞断面面積比は, 最大で $0.319\text{m}^2 \text{m}^{-2}$ であった.

実証試験圃場の閉塞物質の成分は, 表2-3-2に示した. この閉塞物質は, 1999年施工暗渠の閉塞物質と同様に鉄とイオウが多いことから, 同様の原因で生成したものと判断した. 実証試験での鉄酸化細菌による閉塞物質の生成速度は, 閉塞物質の生成量から推定すると, 内径60mmの暗渠管であれば9ヵ月で完全に閉塞してしまうことになり, 1999年施工暗渠の閉塞実態とほぼ一致していた. また, 閉塞物質を光学顕微鏡で観察すると, 繊維状

で螺旋を呈する桿状の細菌が確認でき、前述の閉塞物質の鉄酸化細菌 (*Gallionella ferruginea*) と同種であった。

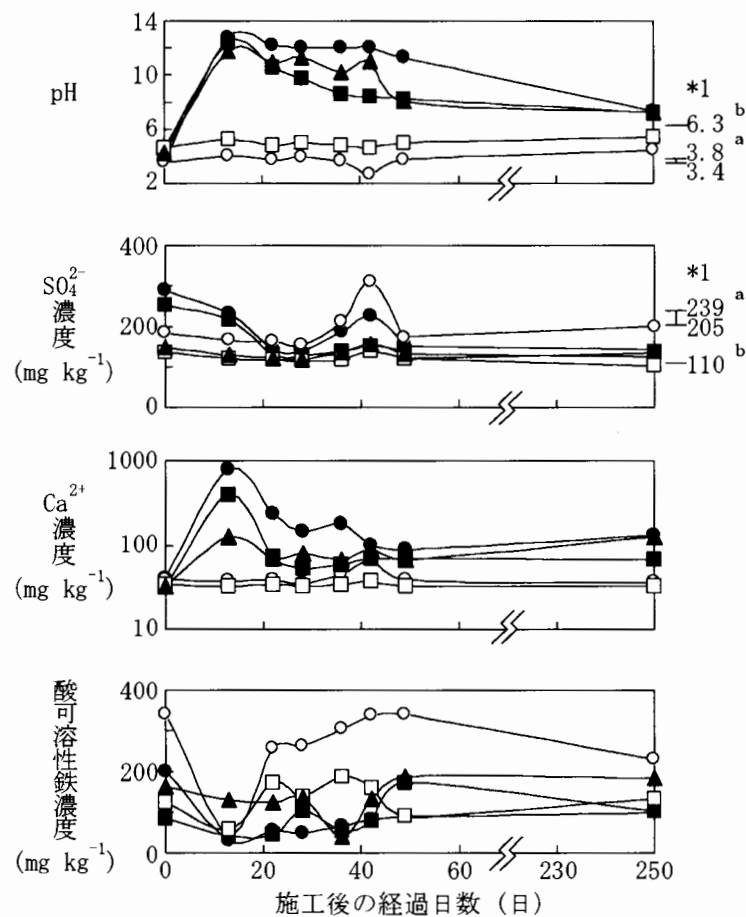
一方、ロックウール疎水材による対策工法のNo. 1, No. 3, No. 5の暗渠管には、鉄酸化細菌が繁殖しておらず、代わりに1mmの厚さで白色の皮膜が付着していた。白色皮膜の主成分はカルシウムで(表2-3-2), X線回折分析の結果、炭酸カルシウムの結晶であった。これは、ロックウールから溶出したカルシウムイオンが暗渠管内で排水中の炭酸と反応して、炭酸カルシウムとして結晶化したものと考えられた。この炭酸カルシウムの皮膜が管内に付着することにより、管内面のpHは高く維持され、鉄酸化細菌の繁殖はさらに抑制されるだろう。

(2) 暗渠の水質から見た効果

暗渠の水質は、管内の鉄酸化細菌の繁殖条件、資材の効果を知る上で重要である。

暗渠の水質を実証試験の閉塞圃場と近傍で泥流層の存在しない未閉塞圃場で比較したところ、閉塞圃場では、硫酸イオン濃度が高く、pHが4未満と極めて低かった。排水の硫酸イオン濃度が高いことは閉塞圃場で土壤中のイオンが暗渠中に酸性水として流入していることを裏付けるものであった。未閉塞圃場の暗渠管内には、閉塞物質や付着物質がなく、排水から鉄酸化細菌が検出されなかった。

次に、実証試験圃場の暗渠の水質を対策工法と従来工法で比較した結果、いずれの暗渠も硫酸イオン濃度は、高く推移している。ロックウール暗渠は、カルシウムイオン濃度が高いことに起因して、pHが施工直後で10程度、施工後250日が経過してもpH8程度を安定的に維持していた。このことは、さらに長期間、暗渠管内のpHを、酸性を好む鉄酸化細菌の繁殖を抑制し、酸化鉄の生成を低下するpH7.0程度以上 (Garrels and Chraist, 1965) に維



● No. 1 ■ No. 3 ▲ No. 5 ロックウール暗渠

○ No. 2 □ No. 4 チップ暗渠

*1 本調査地内の閉塞圃場:aと未閉塞圃場:bの暗渠の水質を表示。

図2-3-4 暗渠の排水水質 (2001年10月施工)

持できることを示唆していた。

また、酸可溶性鉄は、いずれのロックウール暗渠とも No. 4 と No. 2 の木材チップ暗渠より低いことが多い（図 2-3-4）。この理由の一つは、高 pH による沈殿とロックウールの濾過作用により、暗渠管に流入する閉塞原因物質そのものの量が少なくなったためと理解される。これも閉塞を防止する一因であろう。

（3）回避対策工法の耐久性

施工後 6 ヶ月経過時点の暗渠の断面について比較すると、木材チップ暗渠ではチップ疎水材下部に赤褐色の酸化鉄の付着が確認され、また、その周辺のチップが硫酸含有の酸性水により黒色に炭化していた。これに対してロックウール暗渠では、ロックウール周辺のチップの炭化や酸化鉄の付着が認められなかった。これは、ロック

ウールから溶出したカルシウムイオンによる中和作用が周辺の疎水材付近でも働いているためと考えられた。なお、ロックウールと泥炭の境界付近では酸化鉄の集積が起こっている部分が散見されたが、ロックウール内には浸入していなかった。

ロックウールは、施工後 6 ヶ月が経過しても疎水材部の外観や断面積率がほぼ一定であった。また、資材のカルシウム含量には大きな変化がなく、主成分のケイ酸カルシウムの溶出は緩慢であると推察された（表 2-3-3）。したがって、ロックウールの持つ暗渠管の閉塞回避効果は、短期間で消失あるいは減少せず、4 年経過した 2005 年秋にロックウール疎水材暗渠を掘削して暗渠管を開口して目視したところ、暗渠管内への酸化鉄の沈積はなく、長期間にわたり効果が期待できると考えられた。

表 2-3-3 ロックウール疎水材の成分変化

ロックウール疎水材の 施工後の経過月数	成分含量 (10^{-2}kg kg^{-1})				
	Fe ₂ O ₃	SO ₃	Al ₂ O ₃	SiO ₂	CaO
使用開始時	1.1	1.7	11.1	34.6	45.3
6 ヶ月経過	4.8	1.3	9.9	32.4	47.3

第4節 要約

暗渠の排水機能低下の要因について区分し、過去の暗渠の施工実態から排水機能低下の要因別の発生率をまとめた。暗渠の排水機能低下の要因には、疎水材の使用率が低く、地表残留水を通水する機能が整っていない、暗渠の埋戻し作業が不適切で埋戻し部の透水性が低く暗渠管まで水が達していない、耕盤層などの人為による透水性が不良な土層が形成されている、このような透水性が不良な土層を心土破砕などの営農による排水対策で改善していない、など暗渠周辺の土壌物理性が大きく関与していた。

一方で、暗渠自体の不良である暗渠管閉塞や管のズレなどの発生率は、土壌物理性に起因する機能低下の発生割合より低かった。しかし、暗渠管の浅層化や逆勾配の発生、暗渠水閘の破損や排水路の管理などの維持管理上の問題、営農による排水対策の対応など不十分な現状も明らかになった。

暗渠の排水機能低下の要因に対応した改善対策には、疎水材を適切な量で使用することが望ましい。また、疎水材を使用することは暗渠の耐久性を確保でき、長期的な整備コストの縮減にも寄与できる。このことから、水田の主要な疎水材であるモミガラ以外にも、各地において疎水材として利用可能な地域資源の適用性について検

討した。利用可能な地域資源としては、木材のチップと伐根チップ、火山礫と火山灰、砂利、ホタテ貝殻を取り上げ、素材の特性や排水機能性、耐久性、作物への影響を整理し、利用を促進すべき疎水材として提案した。

これらに加えて、暗渠の排水機能低下で農業者が最も懸念する要因には、暗渠管の閉塞がある。この暗渠管閉塞を回避する技術の開発により着実に暗渠排水機能の低下要因を解決することも必須である。

特に、酸性硫酸塩土壌のある畑転換した泥炭土圃場で、暗渠管が短期間に閉塞する現象が確認され、暗渠工事を実施する上で問題となった。暗渠管閉塞物質は鉄とイオンを含む鉄酸化細菌により生成された酸化鉄である。暗渠管閉塞のメカニズムは、①泥流の酸性硫酸塩土壌のイオンが硫酸へ酸化され鉄とともに下層に移動し、②強還元条件の泥炭層に硫化鉄が蓄積、③その後、畑転換して暗渠が施工され蓄積していた硫化鉄が再び酸化され硫酸と鉄が暗渠管に流入し、④鉄酸化細菌によって酸化鉄が暗渠管に沈積し閉塞した、ことを解明した。この暗渠管閉塞物質の生成メカニズムに基づいた暗渠管閉塞の回避対策としては、ケイ酸カルシウムが主成分であるロックウール疎水材の使用して水を中和と除鉄をし、鉄酸化細菌の繁殖を抑制することで、酸化鉄により暗渠管を閉塞させない実用的な技術を開発した。