

高収量自然栽培圃場の
土壌微細形態学的特徴と土壌品質評価

2016年1月

中塚 博子

高収量自然栽培圃場の
土壌微細形態学的特徴と土壌品質評価

筑波大学大学院
生命環境科学研究科
生物圏資源科学専攻
博士（農学）学位論文

中塚 博子

要旨

20 世紀の食料生産技術は、機械の大型化、化学肥料や化学合成農薬の大量消費を基盤として発展してきたが、一方で農耕地周辺の環境や人間の健康に与える負荷が大きく、世界各地で土壌浸食や土壌劣化などの深刻な問題を招いている。それら近代農業の反省から、「代替農業」または「持続可能な農業」などの環境に配慮した農業体系の実践・研究が世界各地で進んでいる。我が国では、近年、「自然栽培」が着目されている。自然栽培とは、化学肥料および農薬、有機肥料や動物性堆肥（魚カス、骨粉、牛糞・豚糞・鶏糞堆肥などを含む）を一切使用することなく、土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法と定義される。自然栽培は、放任栽培ではなく、適度な除草や浅耕は行い、各種作物に適したマルチ栽培やハウス栽培などの農業技術も用いる。自然栽培圃場に関する先行研究について、土壌中の全炭素や全窒素の経時的変化や作物の吸収する窒素源を推定した研究事例が報告されているが、自然栽培圃場の研究事例は非常に少なく、さらに、農林業的立場からの植物培地としての見方が強く打ち出されるエダフォロジーの視点ではなく、土壌を岩石・気候・生物・地形・時間・人為の環境因子が相互に関係しながら地表面に生成する独立の歴史的な自然体として捉えるペドロロジーの立場から、自然栽培圃場の土壌の研究は行われていない。そこで本研究では、慣行圃場の標準的な収量と同程度かそれ以上の高収量自然栽培圃場において、土壌の理化学性、生物性、および土壌微細形態学的特徴を明らかにし、高収量自然栽培圃場で共通して認められる土壌学的特徴を見出すことを目的とした。さらに、土壌品質評価の方法を用いて、高収量自然栽培圃場で共通に認められた土壌学的特徴が作物生産性に与える影響を検討した。

まず、40 年以上の長期間にわたり自然栽培で農業経営を営む日本の圃場 2 地点で土壌断面調査を行い、土壌の理化学性、生物性および土壌微細形態を分析し、隣接する対照圃場と比較した。その結果、自然栽培圃場では物理性が悪化する圧密化した層の形成が認められず、細根の伸長可能な根群有効良好土層が 75~87 cm と非常に厚かった。また、対照圃場と比較して、土壌微生物バイオマス炭素および窒素量、土壌酵素活性が有意に高い値を示した。土壌微細構造は、表層では発達強度の小粒状構造、下層では海綿状構造が発達していた。そして、それらの土壌微細構造の孔隙面積と土壌構造の複雑性を表す土壌孔隙のフラクタル次元は対照圃場で観察された垂角塊状構造や発達弱度の小粒状構造と比較して

有意に高くなった。さらに、小粒状構造の発達している層では、植物根の器官残渣や土壤動物の排泄物ペドフィーチャー、下層土では、植物根の器官残渣と菌糸組織が観察された。従って、日本の未熟黒ぼく土およびアロフェン黒ぼく土での自然栽培圃場では、孔隙率や複雑性の高い発達した土壤微細構造をもつ厚い有効土層を有していることが明らかとなり、その形成には、生物的要因が関係していることが考えられた。

次いで、黒ぼく土以外の土壤において、同様の土壤特徴が観察されるかどうかを検証するために、ブラジルサンパウロ州スザノ地区のヒラタケ生廃菌床を施用している自然栽培圃場と隣接する対照圃場について土壤調査を行った。その結果、日本の自然栽培圃場と同様に表層では発達強度の小粒状構造、下層土では海綿状構造が観察された。また、表層では廃菌床残渣や植物根の器官残渣、土壤動物の排泄物ペドフィーチャー、下層では菌糸組織が多く観察された。土壤生物性についても、日本の自然栽培圃場と同様に、対照圃場と比較して、土壤微生物バイオマスおよび土壤酵素活性が有意に高くなった。さらに、表層の容積重の低下や透水性の向上、下層の塩基飽和度の上昇と土壤 pH の上昇が確認された。従って、黒ぼく土以外の土壤についても、自然栽培を行うと、土壤構造が下層土においても発達することが明らかとなった。また、小粒状構造の発達には廃菌床残渣と土壤動物、海綿状構造の発達には糸状菌が関係していることが示唆された。

次に、日本とブラジルの自然栽培圃場で共通して観察された小粒状構造と海綿状構造の発達に関わる要因について検討するため、植物根量と土壤微生物、植物根で観察された共生菌の感染率と土壤構造の関係について調査した。その結果、小粒状構造の発達している層と他の土壤構造が発達している層との間に、植物根量、土壤微生物バイオマス炭素量および根圏に生息する糸状菌類の菌糸観察割合を掛けた根量で差が認められ、小粒状構造が発達している層でより高い値を示した。さらに、海綿状構造が発達している層と垂角塊状構造が発達している層との間では、根圏に生息する糸状菌類の菌糸観察割合を掛けた根量に差が認められ、海綿状構造が発達している層でその値が高くなった。従って、小粒状構造の発達には、植物根や土壤中および根圏の微生物、土壤動物の活動、海綿状構造の発達には植物根に共生している内生菌や根圏で生息する糸状菌の内生および外生菌糸が関係していることが示唆された。

さらに、自然栽培圃場で共通して観察された土壤構造の発達が植物生産性に与える影響を評価するために、上記 6 圃場で土壤品質の概念を用いて土壤品質評価を行った。その結

果、高収量自然栽培圃場では、各対照圃場と比較して土壌品質が高くなった。さらに、土壌品質指数を構成する土壌品質指標は、日本の自然栽培圃場では根群有効良好土層、ブラジルの自然栽培圃場では可給態リン酸と微生物バイオマス炭素量が高い割合を占めていた。さらに、平均乾物収量と各土壌変数の断面の加重平均値との関係を調べた結果、根群有効良好土層と孔隙面積率で有意に高い相関関係、フラクタル次元で有意ではないが高い相関関係が得られた。従って、土壌構造の発達による孔隙面積や土壌の複雑性の増加、細根の伸長可能な有効土層の増加が自然栽培における土壌生産性や土壌品質を高めていることが明らかとなった。

以上の結果から、高収量自然栽培圃場では、人為的な施肥の削減により、作物や土壌動物、土壌微生物の働きが活性化することが明らかとなった。さらに、高収量自然栽培圃場では、孔隙率と複雑性の高い土壌構造が下層まで発達し、細根が伸長可能な土壌の厚さである根群有効良好土層が厚くなった。その結果、土壌品質が高くなり、人為的な化学肥料や動物性堆肥の投入が無くても作物生産が可能であることが考えられた。

今後、自然栽培およびその他の代替農業技術体系を研究するうえで、土壌生態系の多様性を決定する土壌環境の多様性を含めた、自然栽培での作物への養分供給メカニズムを研究することが重要である。

目次

第1章 序論

1-1	はじめに	1
1-2	環境に配慮した農業体系の歴史的背景	2
1-2-1	世界における環境に配慮した農業体系の歴史的背景	2
1-2-1-1	代替農業および持続可能な農業の歴史的背景	2
1-2-1-2	有機農業の歴史的背景	4
1-2-2	日本における環境に配慮した農業体系の歴史的背景	6
1-2-2-1	環境保全型農業の歴史的背景	6
1-2-2-2	有機農業の歴史的背景	8
1-3	自然栽培について	9
1-3-1	自然栽培の歴史的背景	9
1-3-2	自然栽培の栽培管理と定義	10
1-3-3	環境に配慮した農業体系の中での自然栽培の位置付け	11
1-4	先行研究	13
1-4-1	有機農業の先行研究	13
1-4-2	自然栽培の先行研究	15
1-5	本研究の意義と目的	16
1-5-1	本研究における自然栽培圃場の選定	16
1-5-2	土壌学の二つの概念—エダフォロジーとペドロロジー—	17
1-5-3	本研究における自然栽培圃場の土壌評価法	19
1-5-4	本研究の意義と目的	21

第2章 日本における高収量自然栽培圃場の土壌特性

2-1	はじめに	27
2-2	調査地概要	29
2-2-1	調査地の気候, 地形及び地質	29
2-2-2	調査圃場の概要	30

2-3	分析方法	31
2-3-1	調査圃場の収量	31
2-3-2	土壌断面調査と試料採取	32
2-3-3	土壌物理性の測定	32
2-3-4	土壌化学性の分析	33
2-3-5	土壌生物性の測定	33
2-3-6	土壌薄片の作製と記載	35
2-3-7	土壌薄片写真の画像解析とフラクタル解析	36
2-3-8	植物根群の形態観察と植物根量調査	37
2-3-9	内生菌の感染率と内生および外生菌糸の観察割合の算出	38
2-3-10	統計解析	38
2-4	結果および考察	39
2-4-1	調査圃場の収量	39
2-4-2	土壌断面形態	39
2-4-3	土壌物理性	40
2-4-4	土壌化学性と土壌分類	41
2-4-5	土壌生物性	44
2-4-6	土壌微細形態	45
2-4-6-1	恵庭圃場の土壌微細形態学的特徴	45
2-4-6-2	成田圃場の土壌微細形態学的特徴	46
2-4-6-3	フラクタル次元	47
2-4-6-4	自然栽培圃場の土壌微細形態学的特徴	47
2-4-7	植物根の形態および根量	49
2-4-8	内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合	50
2-5	まとめ	51
第3章	ブラジルにおける高収量自然栽培圃場の土壌特性	
3-1	はじめに	89
3-2	キノコ廃菌床による土壌改良に関する先行研究	90

3-3	調査圃場の概要	91
3-4	分析方法	92
3-4-1	調査圃場の収量	92
3-4-2	土壌断面調査と試料採取	93
3-4-3	ヒラタケ生廃菌床の分析	93
3-4-4	一般理化学性分析, 生物性分析	94
3-4-5	土壌薄片の画像解析と蛍光顕微鏡による薄片中の菌糸の観察	94
3-4-6	植物根量調査, 内生菌の感染率と内生および外生菌糸の観察割合の算出	95
3-4-7	統計解析	95
3-5	結果および考察	96
3-5-1	調査圃場の収量	96
3-5-2	ヒラタケ生廃菌床の特性	96
3-5-3	土壌断面形態と土壌物理性	97
3-5-4	土壌化学性	97
3-5-5	土壌分類	100
3-5-6	土壌生物性	101
3-5-7	土壌微細形態	101
3-5-7-1	廃菌床圃場の土壌微細形態学的特徴	101
3-5-7-2	対照圃場の土壌微細形態学的特徴	102
3-5-7-3	調査圃場の画像解析, フラクタル次元と蛍光染色による薄片中の 糸状菌の分布	103
3-5-7-4	生廃菌床の土壌への投入が土壌微細形態に及ぼす影響	103
3-5-8	植物根量	107
3-5-9	内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合	107
3-6	まとめ	108
第4章 総合考察		
4-1	はじめに	138
4-2	高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴	138

4-2-1 本研究における高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴	138
4-2-2 植物根および土壌微生物が土壌構造の発達に及ぼす影響	140
4-3 高収量自然栽培圃場の土壌品質評価	145
4-3-1 土壌品質評価について	145
4-3-2 土壌品質指数の算出と土壌品質評価	146
4-3-3 高収量自然栽培圃場の生産性に関わる土壌特性	149
4-4 本研究の総括	153
4-5 今後の課題と展望	157
謝辞	177
引用文献	179
付録	195

図表目次

1) 表

表 1-1	世界における環境に配慮した農業体系の歴史年表	23
表 1-2	日本における環境に配慮した農業体系の歴史年表	24
表 1-3	有機農業体系と自然農法体系，自然栽培に属する各農法における栽培管理のまとめ	25
表 1-4	環境に配慮した農業体系の定義と特徴	26
表 2-1	調査圃場の概要	57
表 2-2	調査圃場の平均乾物収量	62
表 2-3	調査圃場の土壌断面調査結果	63
表 2-4	調査圃場の土壌物理性	66
表 2-5	調査圃場の粒径組成および火山ガラス含量	67
表 2-6	調査圃場の土壌化学性	68
表 2-7	調査圃場のリン酸吸収係数および酸性シュウ酸抽出 Al, Fe, Si の分析結果	67
表 2-8	調査圃場の土壌生物性	70
表 2-9	恵庭圃場の土壌微細形態	73
表 2-10	成田圃場の土壌微細形態	74
表 2-11	調査圃場での土壌微細構造のフラクタル次元	81
表 2-12	成田圃場のネギ根における内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合	86
表 3-1	調査圃場の概要	113
表 3-2	調査圃場の平均乾物収量	116
表 3-3	根量調査に用いた土壌断面の土壌層位と深さ	117
表 3-4	ヒラタケ生廃菌床の化学性	119
表 3-5	調査圃場の土壌断面調査結果	120
表 3-6	調査圃場の土壌物理性	122
表 3-7	調査圃場の粒径組成	122
表 3-8	調査圃場の土壌化学性	123
表 3-9	調査圃場の土壌生物性	125
表 3-10	調査圃場の土壌微細形態	126
表 3-11	調査圃場における土壌微細構造のフラクタル次元	132
表 3-12	スザノ圃場の結球レタス根における内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合	135
表 4-1	本研究における高収量自然栽培圃場のまとめ	159
表 4-2	調査圃場の土壌の物理性，化学性，生物性の土壌変数の加重平均値	165
表 4-3	主成分分析による各主成分の固有値，寄与率および土壌品質指数の算出に	

用いる主成分重み付け因子	166
表 4-4 主成分負荷量	166
表 4-5 各土壌変数におけるピアソンの相関係数と相関係数の絶対値の和	168
表 4-6 各土壌品質指標の圃場毎のスコア値	169
表 4-7 土壌因子と平均乾物収量との相関係数	174
表 4-8 調査圃場と北海道および千葉県の施肥基準との比較	174
表 4-9 調査圃場の根群有効良好土層までの土壌化学性	175
2) 図	
図 2-1 調査地の位置	53
図 2-2 調査地における月別降水量・積雪の深さおよび月平均気温	54
図 2-3 北海道恵庭市調査圃場周辺の地図および航空写真	55
図 2-4 千葉県成田市調査圃場周辺の地図および航空写真	56
図 2-5 恵庭自然栽培圃場の圃場見取図	58
図 2-6 成田自然栽培圃場の圃場見取図	59
図 2-7 恵庭自然栽培圃場の景観と自然栽培のミニトマト	60
図 2-8 成田自然栽培圃場の景観と自然栽培のネギ	61
図 2-9 恵庭自然栽培圃場(a)と恵庭対照圃場(b)の景観および土壌断面写真	64
図 2-10 成田自然栽培圃場(a)と成田対照圃場(b)の景観および土壌断面写真	65
図 2-11 全炭素量 (TC) と CEC の関係	71
図 2-12 粘土含量と CEC の関係	71
図 2-13 恵庭と成田圃場の表層土壌の全炭素量 (TC) と土壌微生物バイオマス炭素量 の関係	72
図 2-14 恵庭圃場の土壌微細形態	75
図 2-15 恵庭圃場における土壌薄片の二値化画像	76
図 2-16 成田圃場の微細形態	77
図 2-17 成田圃場における土壌薄片の二値化画像	78
図 2-18 恵庭圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ ε とその長さを 単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 $N(\varepsilon)$ との関係	79
図 2-19 成田圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ ε とその長さを 単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 $N(\varepsilon)$ との関係	80
図 2-20 恵庭圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分およびペドフィーチャー	82
図 2-21 成田圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分およびペドフィーチャー	83
図 2-22 恵庭圃場で栽培されたトマトの根の形態	84
図 2-23 成田圃場で栽培されたネギの根の形態	85
図 2-24 成田圃場におけるネギの土壌層位ごとの植物根量	85

図 2-25	成田自然栽培圃場のトリパンブルー染色したネギ根	87
図 2-26	成田対照圃場のトリパンブルー染色したネギ根	88
図 3-1	ブラジルサンパウロ州スザノ地区のヒラタケ生廃菌床投入圃場の景観と 本圃場で栽培された高品質のリーフレタス(Riccia Lollo)	110
図 3-2	調査地の位置	111
図 3-3	スザノ市の 2000~2012 年の月別降水量および月別平均最高・最低気温	112
図 3-4	調査圃場の航空写真	113
図 3-5	ヒラタケ栽培の様子とヒラタケ生廃菌床	114
図 3-6	廃菌床投入圃場の栽培管理	115
図 3-7	調査圃場の結球レタス	116
図 3-8	調査圃場における結球レタスの乾物重量	116
図 3-9	根量調査に用いた土壌断面[(a)廃菌床圃場; (b)対照圃場]とコア採取の風景(c)	117
図 3-10	ヒラタケ生廃菌床の微細形態	118
図 3-11	ヒラタケ生廃菌床の SEM 画像	119
図 3-12	スザノ廃菌床圃場(a)とスザノ対照圃場(b)の景観および土壌断面写真	121
図 3-13	全炭素量 (TC) と CEC の関係	124
図 3-14	粘土含量と CEC の関係	124
図 3-15	スザノ圃場の土壌微細形態	127
図 3-16	スザノ圃場における土壌薄片の二値化画像	128
図 3-17	スザノ圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分	129
図 3-18	スザノ圃場の土壌薄片で観察されたペドフィーチャー	130
図 3-19	スザノ圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ ϵ と その長さを単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 $N(\epsilon)$ との関係	131
図 3-20	Mg-ANS で蛍光染色した土壌薄片中の菌糸組織	132
図 3-21	スザノ圃場で栽培された結球レタスの根の形態	133
図 3-22	スザノ圃場における結球レタスの根の乾物重量	133
図 3-23	スザノ圃場における結球レタスの土壌層位ごとの植物根量	134
図 3-24	スザノ廃菌床圃場のトリパンブルー染色したレタス根	136
図 3-25	スザノ対照圃場のトリパンブルー染色したレタス根	137
図 4-1	各土壌微細構造のフラクタル次元	160
図 4-2	各土壌微細構造のフラクタル次元と全炭素含量との関係	161
図 4-3	各土壌微細構造のフラクタル次元と微生物バイオマス炭素量との関係	161
図 4-4	各土壌微細構造のフラクタル次元と細根量との関係	162
図 4-5	各土壌微細構造のフラクタル次元と内生菌感染率を掛けた細根量との関係	162
図 4-6	各土壌微細構造のフラクタル次元と菌糸観察率を掛けた細根量との関係	163

図 4-7	土壌品質指数の算出手順	164
図 4-8	成分プロット	167
図 4-9	調査圃場の土壌品質指数	170
図 4-10	土壌物理性の加重平均値と平均乾物収量との関係	171
図 4-11	土壌化学性の加重平均値と平均乾物収量との関係	172
図 4-12	土壌生物性の加重平均値と平均乾物収量との関係	173
図 4-13	自然栽培が土壌の諸性質に及ぼす影響	176

第1章 序論

1-1 はじめに

20世紀の食料生産技術は、機械の大型化、化学肥料や化学合成農薬の大量消費を基盤として発展し、増加した人類の食料自給を満たすために多大な貢献をした。しかし、それらの経済的な生産性を重視した農業体系は、農地やその周辺環境に与える負荷が大きく、風食や水食などの土壌侵食や土壌劣化、沙漠化、地下水汚染、有害重金属汚染などの深刻な環境問題をもたらしている（FAO, 2011）。特に、将来、途上国での食糧の需要は拡大するが、従来の大規模・大量投入型の農業を行えば、さらに環境問題が深刻化することが懸念される（FAO, 2011）。

化学肥料や化学合成農薬を大量投入する生産効率の高い近代農業の反省から、それに代わる農業として「代替農業（alternative agriculture）」（Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al., 1989）や「持続可能な農業（sustainable agriculture）」（Brundtland, 1987）が提唱された。代替農業や持続可能な農業は、経済的な生産性にのみ重点を置いた従来農業に対し、空中窒素の固定などの養分循環や害虫と捕食者との関係のような自然のメカニズムに重点を置き、それらの自然生態系での相互作用を維持・保全し、積極的に農業生産に活用しながら農家および地域社会の経済的活力の持続を図ることを目的としている（Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al., 1989）。代替農業及び持続可能な農業などの環境に配慮した農業体系の開発・実践は、国際的に取り組むべき課題として（United Nations, 1992）、世界各国で研究と実践が推進されている。

近年、環境に配慮した農業体系の中の一つの農法として、「自然栽培」が日本の農業生産者を中心に着目されている（与嶋, 2005）。自然栽培とは、化学肥料および農薬、有機肥料（油カス、魚カス、骨粉、動物性堆肥などを含む）を一切使用することなく、土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法である（与嶋, 2005）。本農法は、放任栽培ではなく、適度な除草や浅耕は行い、各種作物に適したマルチ栽培、ハウス栽培などの近代農業の技術も活用する（与嶋, 2005; 小田・宝川, 2011）。総収量は、慣行栽培の7~8割かそれ以上、中には従来農法に劣らない生産性を有する圃場も存在する（与嶋, 2005）。本農法で栽培された農作物には、一定の購買層があるため取引価格は高く、また、

単位面積当たりに収穫される農作物の秀品率も高い（小田・宝川, 2011）。さらに、化学肥料および農薬の購入コストがなく、純所得額が高くなるため経営的にも見合う（小田・宝川, 2011）。現在、本農法は、小規模ではあるが農業従事者によって実践され、その成果が各所で挙げられている（与嶋, 2005; 現代農業編集部, 2008; 石井, 2010）。しかし、本農法についての研究事例は非常に少なく、なぜ化学肥料や動物性堆肥を施用することなく作物生産を維持できるのかについては、いくつかの先行研究で調査されるものの（柴田ら, 2006; 小田・宝川, 2011）、未だ推定の域を出ない。

本研究は、昨今着目されている自然栽培について、特に収量が慣行圃場と同程度かそれ以上である自然栽培圃場（高収量自然栽培圃場）の土壤特徴を明らかにするとともに、その土壤特徴が農業生産性に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。本章では、まず、環境に配慮した農業体系の歴史的背景と定義を述べ、本研究で取り扱う自然栽培の定義と栽培管理の特徴を示した。さらに、環境に配慮した農業体系のうち、有機農業と自然栽培に関する既存の主な研究成果を述べ、そこから見出された課題と本研究の意義を示した。

1-2 環境に配慮した農業体系の歴史的背景

1-2-1 世界における環境に配慮した農業体系の歴史的背景

1-2-1-1 代替農業および持続可能な農業の歴史的背景

1840年にユストゥス・フォン・リービッヒによって『化学の農業および生理学への応用』（リービッヒ, 1986）が出版され、植物が養分として摂取するのは無機物質であるという「無機栄養説」が唱えられた後、近代農業の根幹となる化学肥料産業が発展した。1906年にフリッツ・ハーバーとカール・ボッシュによって、高温・高圧条件下で N_2 ガスからアンモニアを合成する「ハーバー・ボッシュ法」が開発され、大気中の窒素を利用して人為的にアンモニアを合成することが可能となった。ハーバー・ボッシュ法の開発により工業的なアンモニアの合成が1913年から開始され（久馬, 2014）、化学合成された窒素肥料の農地利用が飛躍的に増加した（Lal, 2009）。さらに、1940年代から1960年代にかけて、上述した化学肥料産業の発展による化学肥料の農地への大量投入に加え、近代品種の導入、灌漑設備の整備、病害虫の防除技術の向上、農作業の機械化によって、作物生産量が飛躍的に増加した。これを一般的に「緑の革命」と呼び、今日まで続く近代農業の全盛期となった。しかし、近代農業の目覚ましい発展は同時に、環境に多大な負の影響をもたらした。1962年

にレイチェル・ルイーズ・カーソンによる『沈黙の春』（カーソン、1974）が出版され、農薬として使用されていた DDT などの合成化学物質の散布が環境悪化や生物の健康被害を招くことが啓発された（カーソン、2004）。世界保健機関（WHO、1985）は、1950 年から 1985 年にかけて、飲料水として使用する地下水や河川中の硝酸態窒素濃度が欧州や欧米で増加し、その増加の主な要因は農耕地で使用された化学肥料であることを報告した。さらに、河川や地下水などの飲料水中に含まれる硝酸態窒素によって、主に 3 ヶ月未満の乳幼児を中心として酸素運搬能力が失われ酸欠になるメトヘモグロビン血症の健康被害を報告した（WHO、1985）。

これらの農業活動に伴う周辺的环境被害や健康被害の見直しから、アメリカの農業委員会は、1984 年に従来の集約的で環境を損なうような方法に代わる、環境にやさしく農業の持続性を高めるような農業（代替農業）の役割を検討するための特別委員会を設置し、1989 年に、現代農業における代替的農業の役割に関する委員会と農業委員会、全米研究協議会によって全米研究協議会リポート『代替農業』（Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al., 1989）が発表された。リポートの中で、代替農業は次のように定義された。「代替農業とは、以下の目標を総合的に追及する、食料・繊維生産の体系である。(1) 養分循環、窒素固定、病害虫―捕食動物の関係のような自然のメカニズムを農業生産過程に徹底的に取り入れること。(2) 環境あるいは農家や消費者の健康をそこなう潜在的な危険を最大限に考慮して、投入資材の使用を減らすこと。(3) 作物・家畜が本来生物的・遺伝的に持っている能力を十分に活用し、生産性を向上させること。(4) 現行の生産力を長期にわたって持続可能とするために、作付け体系や管理技術を、農地のもつ物理的な条件に最もよく適合させること。(5) 農業経営の改善や、土壌、水質、エネルギーおよび生物資源の保全・保護に留意しながら、収益性や生産効率をはかること（Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al., 1989）」。また、代替農業体系の目的を、自然界にある有用な相互作用を意識的に取り入れ、利用することと言及した。

一方、1982 年にケニアのナイロビで国連環境計画特別管理理事会特別会合が開催され、環境と開発に関する世界委員会（ブルントラント委員会）が設けられた。さらに、1987 年にブルントラント委員会の最終報告書『Our Common Future』（Brundtland, 1987）が発表され、「持続可能な開発」という概念が提唱された。1992 年には、ブラジルのリオ・デ・

ジャネイロで約 180 カ国が参加する「環境と開発に関する国連会議（地球サミット）」が開催され、農業を含めた持続可能な開発が重要課題となった（United Nations, 1992）。その後、持続可能な農業は世界各国の多くの研究者や組織によって定義された（Hansen 1996; Hansen and Jones 1996; Tilman et al. 2002; Gafsi et al. 2006）。先行研究で定義された持続可能な農業の共通する点として、持続可能な農業は環境と経済、社会の三つの側面が関わる事が挙げられた（Lichtfouse et al., 2009）。『Elsevier's dictionary of soil science』（Canarache et al., 2006）では、持続可能な農業とは、「長期間（将来の世代）にわたり、土壌の肥沃度や生態学的平衡において負の影響をもたらすことを避けると同時に、ある程度の収量の増加を目指した任意の農業体系」としている。

1-2-1-2 有機農業の歴史的背景

1924 年に、ドイツのルドルフ・シュタイナーによって、「バイオダイナミック農法」が提唱された（Steiner, 1958）。バイオダイナミック農法は、合成化学肥料や農薬を使用せず、堆肥や動物性・植物性資材の投入、天敵などの活用による自然の病虫害防止、輪作、植物や家畜の多様性の維持技術を使用する。また、8 種類の特別な調合物質（牛糞、石英砂、ノコギリソウの花、カモミール、タンポポ、セイヨウカノコソウ、オーク樹皮、イラクサ）を堆肥に用いることである。そして、バイオダイナミック農法の最大の特徴は、太陽や月、惑星による光や熱エネルギー、水の満ち引きなどの影響も農業に取り入れることである。バイオダイナミック農業は、1927 年に北アメリカに広がり（Treadwell et al., 2003）、1990 年代では、西ヨーロッパ、オーストラリア、ニュージーランド、そして北アメリカに広がりを見せた（Reganold, 1995）。

1940 年にイギリスのアルバート・ハワードによって発表された『農業聖典』（Howard, 1940）によって、有機農業の概念や考え方が欧州および欧米で広がり、バイオダイナミック農法に加えて、西洋での有機農業運動が広がる一つの発端となった。ハワードは、植物病理学者、そして実用植物学者として、インドの農業試験研究場で行った 25 年以上にわたる研究の中で、東洋の伝統的な堆肥施用農法では、作物の病虫害が非常に少なく、作物の質も良いことを発見した。そこから着想を得て、東洋の伝統的な堆肥作りを近代化学の基盤で再構築した堆肥作りの手法である「インドール方式」を開発した。ハワードは、著書『農業聖典』の中で、「自然による土壌管理の方法」に従って土壌の肥沃度を維持・向上さ

せることを自身の提唱する農業の基本としており、そのような農法を「自然の農業(Nature's agriculture)」と記載している。自然による土壌管理の方法とは、森林や樹木、草地などが自然状態で行っている、ミミズなどの土壌動物による物質循環、根による下層土の土壌有機物の供給や無機物質の吸収、菌根菌による大気窒素の固定、降雨や風による鉱物や無機物の供給や溶脱などと言及している。従って、ハワードは必要最小限のリン酸やカリしか作物生産には必要ではなく、それ以外の植物の吸収する養分は、下層土の鉱物質から供給され、植物の根を介して下層から表層へと循環されると言及している。ハワードは、土壌肥沃度を維持するために、混合栽培や有機堆肥の投入を推奨し、根の共生菌や土壌の腐植化の促進を図っている。ハワードの農業の概念は、土壌科学者の F.H. キングによって 1991 年に出版された『Farmers of Forty Centuries or Permanent Agriculture in China, Korea and Japan』で報告されている東アジアの国々の農業調査によって裏付けられている (Heckman, 2006; Treadwell et al., 2003)。

「有機」という用語は、ウォルター・ノースボーンによって最初に表現された。ノースボーンは、自らの農場でバイオダイナミック農業を実践し、1940 年に『Look to the Land』を出版した (Northbourne, 1940)。著書のなかで「有機」とは「複雑であるが、生物のものと同様に、各部分の必要な相互関係を有している」という意味で「有機的統一体としての農場」という考えを提唱した。

有機農業は 1960 年代から 1970 年代にかけて、徐々に公衆に着目された (Treadwell et al., 2003)。1972 年には、国連の社会経済理事会認定の非政府組織である国際有機農業運動連盟 (International Federation of Organic Agriculture Movements: IFOAM) がパリ近郊で設立された (IFOAM ジャパン, 2015)。現在世界 111 カ国以上の約 770 団体が IFOAM に加盟している。また、1991 年からコーデックス委員会 (FAO/WHO 合同食品規格委員会) において、有機食品に係わるガイドライン作成についての検討作業が開始され、1999 年には、「有機生産食品の生産、加工、表示および販売に係るガイドライン (CAC/GL 32-1999)」が採択された (FAO and WHO, 1999)。

2008 年 6 月、イタリアのヴィニョーラで開催された IFOAM 総会で、IFOAM によって有機農業は以下のように定義づけられた (IFOAM, 2008)。

"Organic Agriculture is a production system that sustains the health of soils, ecosystems and people. It relies on ecological processes, biodiversity and cycles

adapted to local conditions, rather than the use of inputs with adverse effects. Organic Agriculture combines tradition, innovation and science to benefit the shared environment and promote fair relationships and a good quality of life for all involved."

「有機農業は、土壌・自然生態系・人々の健康を持続させる農業生産システムである。それは、地域の自然生態系の営み、生物多様性と循環に根差すものであり、これに悪影響を及ぼす投入物の使用を避けて行われる。有機農業は、伝統と革新と科学を結びつけ、自然環境と共生してその恵みを分かち合い、そして、関係するすべての生物と人間の間
に公正な関係を築くと共に生命（いのち）・生活（くらし）の質を高める。」

また、有機農業は、(1) 健康の原理、(2) 生態的原理、(3) 公正の原理、(4) 配慮の原理の四つの原理に基づくとした (IFOAM, 2015)。健康の原理は「有機農業は、土、植物、動物、人、そして地球の健康を個別に分けては考えられないものと認識し、これを維持し、助長すべきである」、生態的原理は「有機農業は、生態系とその循環に基づくものであり、それらと共に働き、学び合い、それらの維持を助けるものであるべきである」、公正の原理は「有機農業は、共有環境と生存の機会に関して、公正さを確かなものとする相互関係を構築すべきである」、そして配慮の原理は「有機農業は、現世代と次世代の健康・幸福・環境を守るため、予防的かつ責任ある方法で管理されるべきである」としている (IFOAM, 2015)。

1-2-2 日本における環境に配慮した農業体系の歴史的背景

1-2-2-1 環境保全型農業の歴史的背景

わが国では、1960年代後半から1970年代にかけて、農耕地からの硝酸態窒素による水系汚染が顕在化した(越野, 1978)。当時、農耕地だけではなく、工業開発が汚染元となる水俣病や四日市ぜん息、イタイイタイ病などの被害から「公害」問題の深刻さが意識されていた。1967年に「公害対策基本法」が成立し(衆議院, 1967)、わが国の公害対策の基本姿勢が示された。土壌汚染については、1970年の「農用地の土壌の汚染防止等に関する法律」が日本政府によって制定され(e-Gov, 2015)、農用地土壌の特定有害物質による汚染の防止および除去による汚染農畜産物の生産や健康被害の防止対策措置がとられた。1992年にブラジルのリオ・デ・ジャネイロで開催された「環境と開発に関する国連会議」を受けて、農林水産省は「新しい食料・農業・農村政策の方向」の中で、「環境保全に資する農業」

として、環境負荷の軽減に配慮した農法の推進を農業政策の一つの柱として打ち出した（農林水産省, 1992）。1994年に、農林水産省の環境保全型農業推進本部は「環境保全型農業推進の基本的考え方」の中で「環境保全型農業」を「農業の持つ物質循環機能を生かし、生産性との調和などに留意しつつ、土づくり等を通じて化学肥料、農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業」と定義した（農林水産省環境保全型農業推進本部, 1994）。1999年には、農林水産省によって「食料・農業・農村基本法」が制定された（農林水産省, 1999a）。さらに、「食料・農業・農村基本法」に明記されている「農業の自然循環機能の維持増進を図るため、農薬および肥料の適正な使用の確保、家畜排せつ物等の有効利用による地力の増進そのほか必要な施策を講ずること」を受けて、1999年に「家畜排せつ物の管理の適正化および利用の促進に関する法律（家畜排せつ物法）」（農林水産省, 1999b）、「肥料取締法の一部を改正する法律（改正肥料取締法）」（衆議院, 1999）、「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律（持続農業法）」（農林水産省, 1999c）が施行された。これらを称して農業環境三法といい、家畜排せつ物を堆肥化し、その品質表示を明確にして流通を促進し、耕種農家が積極的に利用することにより持続可能な農業を展開させることを目的としている（藤原ら, 2010）。農業環境三法の持続農業法において、「持続性の高い農業生産方式」とは、「土壌の性質に由来する農地の生産力の維持増進その他良好な営農環境の確保に資すると認められる合理的な農業の生産方式であって、次に掲げる技術のすべてを用いて行われるものをいう」とした。その技術は「堆肥その他の有機質資材の施用に関する技術であって、土壌の性質を改善する効果が高いものとして農林水産省令で定めるもの」、「肥料の施用に関する技術であって、化学的に合成された肥料の施用を減少させる効果が高いものとして農林水産省令で定めるもの」、「有害動植物の防除に関する技術であって、化学的に合成された農薬の使用を減少させる効果が高いものとして農林水産省令で定めるもの」の三つである。さらに、「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律（持続農業法）」の第4条に基づき、「持続性の高い農業生産方式の導入に関する計画」を都道府県知事に提出して当該導入計画が適当である旨の認定を受けた農業者（エコファーマー）には、必要な機械や装置を購入するのに要する資金（環境保全型農業導入資金）を融資する体制を整えた（農林水産省生産局農業環境対策課, 2015）。2005年に、農林水産省は、環境との調和のために取組むべき基本的なことがらを整理し、自己点検に用いるものとして「環境と調和のとれた農業生産活動規範（農業環境規範）」を策定

した（農林水産省, 2005）。また, 農林水産省は, 農場従事者だけではなく, 地域社会の中で環境に配慮した農業・農村の基盤を支えるために, 2007年に「農地・水・環境保全向上対策」を実施した（農林水産事務次官, 2007）。さらに, 2011年に「環境保全型農業直接支援対策」（農林水産省, 2015a）, 2014年に「日本型直接支払い制度」（農林水産省, 2015b）と「農業の有する多面的機能の発揮の促進に関する法律」（農林水産省, 2014a）が実施され, 環境保全型農業に従事する農家や組織への支援を行っている。また, 2015年には, 食料・農業・農村基本法に基づき, 概ね5年ごとに変更するとされる「食料・農業・農村基本計画」が新たに実施され, 食料・農業・農村に関し, 政府が中長期的に取り組むべき方針が定められた（農林水産省, 2015c）。

1-2-2-2 有機農業の歴史的背景

わが国では, 1971年に, 有機農業の探究, 実践, 普及啓発, 交流等を目的として, 日本有機農業研究会が設立された（日本有機農業研究会, 2015）。さらに, 日本有機農業研究会の呼びかけにより, 1997年にIFOAM ジャパン・リエゾンが発足し, 2001年にIFOAM ジャパンとして設立した（IFOAM ジャパン, 2015）。2001年に, 日本の農林水産省によって発効された改正JAS法では, 農産物やその加工品に「有機」または「オーガニック」と表示するには有機JAS認定機関による認定の取得が義務付けられた（農林水産省, 2006a）。その設定条件は, (1) 播種または植え付け時点からさかのぼり2年以上, 使用可能なもの以外の化学合成農薬・肥料を使用していない圃場で栽培すること, (2) 遺伝子組み換え由来の種苗を使用しないこと, (3) 生産から出荷までの生産工程管理・各付数量等の記録の作成である。認証を受けた農産物だけがJASのマークが付く有機農産物として販売可能とした。そして, 2006年に, 「有機農業の推進に関する法律」が制定された（農林水産省, 2006b）。この法律の第二条で「有機農業」とは, 「化学的に合成された肥料及び農薬を使用しないこと並びに遺伝子組換え技術を利用しないことを基本として, 農業生産に由来する環境への負荷をできる限り低減した農業生産の方法を用いて行われる農業」と定義された（農林水産省, 2006b）。そして, 「有機農業の推進に関する法律」に基づき, 農林水産省は2007年に「有機農業の推進に関する基本的な方針」を策定し, 有機農業の生産と流通を推進するための方針を打ち立てた（農林水産大臣, 2014）。

1-3 自然栽培について

1-3-1 自然栽培の歴史的背景

岡田茂吉は、1935年から無農薬・無肥料栽培を開始し（小口，2015），1948年に「無肥料栽培」と題する論説文を発表した（外園・大原，2006；保田，1991）。1950年に、岡田によって提唱された農法は、「自然農法」という名称に統一された（外園・大原，2006；保田，1991）。1953年には、『自然農法解説』（岡田，1953）が出版され、農法の原理や栽培方法、実証例などが説明された。本著書において、「自然農法の原理とは、土の偉力を発揮させることである」としている。さらに、農法の定義として「人肥金肥は一切用いず、堆肥のみの栽培」としている。また、堆肥についても詳細に指定され、「堆肥の原料である枯葉も枯草も、自然にできるものであるからであって、之に引換え金肥人肥は固より、馬糞も鶏糞も、魚粕も木灰等々、人が運んだものである以上、反自然」と記述しており、あくまで堆肥として用いるのは、植物性の有機物資材であり、それ以外の厩肥の使用は禁止している。また、自然農法では「連作を可」としている。現在、自然農法は、「作物を栽培するにあたって、化学的に合成された化学肥料および除草剤、殺虫剤、殺菌剤などの農薬をいっさい使用せず、土が本来もっている植物を生育させる力を発揮させる農法」と定義される（片野，2009）。その後、1975年に福岡正信によって『自然農法・わら一本の革命』（福岡，1975）が出版され、不耕起、無肥料、無農薬、無除草を特徴とする「福岡式自然農法」が提唱された。この農法は、特に海外で普及・実践が進められた。1985年には、財団法人自然農法国際研究開発センターが設立され、「自然農法技術普及要綱」を1987年に策定するなど、岡田茂吉の死後も自然農法の普及が続けられた（外園・大原，2006）。しかし、自然農法国際研究開発センターによって動物性完熟有機物の施用が認められたことにより、自然農法と有機農業との差異はなくなった（片野ら，1999）。藤井平司は、伝統的栽培に野菜の育ち方の原理を探り、無農薬・無化学肥料栽培の方法を示し、その農法を「天然農法」と命名した（藤井，1983）。川口由一は、福岡式自然農法や天然農法に影響を受けて、耕さず、肥料や農薬を用いず、草や虫を敵としないとする「自然農」を確立した（川口・鳥山，2000）。また、2003年に特定非営利活動法人・秀明自然農法ネットワークが設立し、岡田茂吉が提唱した無肥料、無防除、自家採種、連作を基本とした自然農法の技術特徴を厳格に踏襲する「秀明自然農法」の普及が行われた（外園・大原，2006）。最近では、木村秋則が、初めてリンゴ栽培において自然栽培を成功させた（石川，2011）。また、岡田茂吉の「自然農法」

に影響を受けた人々が個々に実践し、無施肥・無農薬・連作・自家採種という栽培方式で実績を挙げており、それらの農法を「自然栽培」または「無施肥・無農薬栽培」と呼称している（現代農業編集部, 2008; 石井, 2010; 川田, 2007; 与嶋, 2005）。千葉県成田市ナチュラルシードネットワークの石井吉彦は、『元気な種で育てる究極野菜の誕生 Wonderfle Vegetables』（石井, 2010）を出版し、著書の中で無施肥・無農薬栽培の管理方法や考え方を言及している。その他の実践農家として、例えば、北海道恵庭市恵子ファームの坂本一雄（木村, 2008）、千葉県富里市の高橋博（与嶋, 2005）、埼玉県富士見市の関野幸生（小田・宝川, 2011）、茨城県玉造町の田神俊一（与嶋, 2005）、茨城県行方市の仲居圭一（現代農業編集部, 2009）が挙げられる。また、自然栽培農作物の販売業社を立ち上げた、株式会社ナチュラル・ハーモニーの河名秀郎が『自然の野菜は腐らない』（河名, 2009）を出版している。

他方では、ブラジルサンパウロ州の峯均と林幸美によって「炭素循環農法」が提唱された（林, 2004）。炭素循環農法とは、無農薬、無化学肥料で炭素率（C/N 比）の高い有機物のみを浅く表層土壌にすき込み、土壌中の微生物を活性化させて作物栽培に活かす農法のことである（林, 2004）。ブラジルサンパウロ州在住の林幸美、日本在住の城雄二によって普及・啓発活動が行われている（林, 2004; 城, 2009）。

1-3-2 自然栽培の栽培管理と定義

自然栽培の栽培管理の特徴を確認し、その他農法との栽培管理の相違点を比較するため、有機農法、バイオダイナミック農法、自然農法、福岡式自然農法と自然栽培の栽培管理の特徴を表 1-3 にまとめた。なお、本研究では栽培管理の類似点が高い無施肥・無農薬栽培と炭素循環農法の両方を含めた農法を「自然栽培」としてまとめた。

肥料および資材の施用について、有機農法とバイオダイナミック農法では有機質肥料や動物性堆肥、植物性堆肥の使用を推奨している。他方、自然農法体系では、自然農法は例外として動物性完熟堆肥の使用を認めているが（片野, 1999）、基本的にはそれらの肥料や堆肥の使用を禁止している。また、自然農法体系の中では、自然農法は動物性完熟堆肥の他に、物理性の改善を目的として植物性堆肥や植物性資材の使用を認めている（岡田, 1953）。福岡式自然農法や自然栽培では、堆肥化しておらず、米ぬかや骨粉、漁カスなどを混ぜていない穀草類のワラや木質チップ等の植物性資材のみ使用を可能にしている（福岡, 1975;

石井, 2010)。また, 福岡式自然農法では緑肥としてクローバーを播種するが(福岡, 1975), 自然栽培では緑肥は行わない(石井, 2010; 林, 2015)。耕耘方法は, 有機農法や福岡式自然農法は不耕起を推奨しているが, 自然栽培では, 浅耕を推奨している。栽培体系は, 有機農法やバイオダイナミック農法, 福岡式自然農法は輪作や混作などを推奨している。また, 有機農法やバイオダイナミック農法では連作障害などのリスクを削減するため, 連作は行わないことを推奨している。一方, 自然農法や自然栽培では, 連作を推奨している(岡田, 1953; 石井, 2010)。除草について, 福岡式自然農法では無除草を原則とするが(福岡, 1975), 自然栽培では適度な除草を行う(与嶋, 2005; 石井, 2010)。農薬や病虫害防除について, 有機農法は天然農薬の使用や, 天敵による害虫防除を推奨する。一方, 自然農法体系では, 病虫害の防除は施肥を行わなくなると減少するということから(与嶋, 2005; 川田, 2007), 農業管理として行っていない(福岡, 1975; 与嶋, 2005)。

以上から, 本研究で取り扱う自然栽培の栽培管理の特徴を以下にまとめた。

- (1) 化学肥料および農薬, 有機肥料や動物性堆肥(魚カス, 骨粉, 牛糞・豚糞・鶏糞堆肥などを含む)を一切使用しない。
- (2) 適度な除草や浅耕を行う。
- (3) 有機質資材のみ使用する。

本研究における自然栽培は, 上記の栽培管理の特徴と与嶋(2005)および片野(2009)の定義を参照し, 以下のように定義した。

「自然栽培とは, 化学肥料および農薬, 有機肥料や動物性堆肥(魚カス, 骨粉, 牛糞・豚糞・鶏糞堆肥などを含む)を一切使用することなく, 土壌と作物そのもののがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法」。

1-3-3 環境に配慮した農業体系の中での自然栽培の位置付け

前章の1-2と1-3-2で述べた環境に配慮した農業体系に含まれる各農業の定義や特徴を表1-4にまとめた。また, それらの農業の定義や特徴を踏まえ, 本研究における自然栽培が各農業体系に位置付けられるか否かを検討した。

代替農業は, 多様性を有した農業体系の総称名であり, 持続的, 有機的, 生物的, 低投入などの名を冠した農業生産体系の他に, 害虫の総合防除法, 集約度の低い家畜生産方式, 輪作体系, 土壌侵食の軽減や雑草防除を兼ねた耕耘方法(不耕起栽培など)や作付様

式といった一連の農業技術も内包している (Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al., 1989)。従って、本研究で定義した自然栽培は代替農業に属する。次に、持続可能な農業は、長期間 (将来の世代) にわたり、土壌の肥沃度や生態学的平衡において負の影響をもたらすことを避けると同時に、ある程度の収量の増加を目指した任意の農業体系である (Canarache et al., 2006)。自然栽培は、化学肥料や有機堆肥、動物性堆肥、農薬を使用しない点、深耕を行わない点、そして農作物の品質や収量の向上も目指すという点において、持続可能な農業に含めることが可能である。しかし、作物生産での養分循環に関する科学的な知見に乏しいため、長期間における養分収支を含めた持続性の観点からは、現時点では、自然栽培は持続可能な農業であると断定できない。環境保全型農業は、農業の持つ物質循環機能を生かし、生産性との調和に留意しつつ、土づくり等を通じて化学肥料・農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業と定義されている (農林水産省環境保全型農業推進本部, 1994)。環境保全型農業は次のような目標を追求する農業生産技術体系を目指している (藤原ら, 2010)。(1) 現在の生産水準を低下させることなく、持続可能な農業を進めるために、農地の持つ潜在的生産力や自然的特性に適合させるような作付体系を創出する。(2) 環境や生産者・消費者の健康を損なうような、危険性の高い生産資材の使用を減らす。(3) 農地管理の改善ならびに土壌、水、エネルギー、生物などの資源の保全を重視した、低投入で効率的な生産を目指す。(4) 空中窒素の固定や、害虫と捕食者の関係にみられるような自然のプロセスを農業生産の過程にできるだけ取り入れる。(5) 植物や動物の種が持っている生物的・遺伝的な潜在能力を積極的に農業生産に取り入れる。自然栽培は以上のような観点を満たしているため、環境保全型農業の一つに属すると考えられる。有機農業は、「土壌・自然生態系・人々の健康を持続させる農業生産システムである。それは、地域の自然生態系の営み、生物多様性と循環に根差すものであり、これに悪影響を及ぼす投入物の使用を避けて行われる。有機農業は、伝統と革新と科学を結びつけ、自然環境と共生してその恵みを分かち合い、そして、関係するすべての生物と人間の間に関係を築くと共に生命 (いのち)・生活 (くらし) の質を高める」と定義される (IFOAM, 2008)。また、日本の農林水産省は、有機農業を「化学的に合成された肥料及び農薬を使用しないこと並びに遺伝子組換え技術を利用しないことを基本として、農業生産に由来する環境への負荷をできる限り低減した農業生産の方法を用いて行われる農業」と定義している (農林水産省,

2006)。自然栽培は、食の安全・安心を考慮し、農耕地周辺の環境を汚染させるような物質の投入を全く行っていない。また、自然栽培は、化学的に合成された肥料および農薬、遺伝子組換えの農作物の使用はなく、土壌本来が持つ能力を最大限に発揮させるという概念に基づいて栽培管理を行っている（石井，2010）。従って、以上の観点から自然栽培は有機農業の一つとして捉えられる。自然農法体系について、自然栽培は、前述のように岡田茂吉が提唱した自然農法に基づいて発達した農法であり、栽培管理も類似している（表 1-4）。一方、福岡正信が提唱した福岡式自然農法は、不耕起、無除草を原則としており、浅耕と適度な除草を行う自然栽培とは栽培管理に違いがある。従って、自然栽培は岡田茂吉が提唱した自然農法に準ずるが、福岡式自然農法とは異なるとした。

以上から、本研究で取り扱う自然栽培は、代替農業、環境保全型農業、有機農業および自然農法に属する農法として位置づけた。

1-4 先行研究

これまで述べたように、自然栽培は、有機農業体系と自然農法体系の一つに位置づけられる。本節では、主にヨーロッパ諸国や欧米において長期にわたって研究されてきた有機農業の研究背景について記述した後、我が国で発達した自然農法と自然栽培に関する研究背景を述べ、先行研究で明らかとなった自然栽培圃場の特徴をまとめた。

1-4-1 有機農業の先行研究

有機農業はハワードやシュタイナーによって提唱された後、特にヨーロッパ諸国や欧米において多くの研究がなされた。1958年にスウェーデンのスカンディナビア研究団体によって、1958年から3年間または5年間の有機農業栽培の土壌についての研究が行われ、土壌の表層（0～10 cm）、次表層（25～35 cm）、下層（50～60 cm）の時系列変化を調査した結果、有機農業圃場で、高い土壌有機炭素含量と微生物活性、酵素活性が確認された（Reganold, 1995）。また、Gunapala and Scow（1998）や Fließbach and Mäder（2000）は、有機農業区で慣行農業区と比較して、燻蒸抽出炭素量、燻蒸抽出窒素量が高く、微生物バイオマスが高いことを示した。土壌化学性について、Clark et al.（1998）は、動物性堆肥と緑肥を使用した区で、有機態炭素量と可用性リン酸、水溶性リン酸、交換性カリウム、土壌 pH が慣行圃場よりも高いことを示した。

2000年代には、Mäder et al. (2002) が、有機農業では、作物収量が慣行栽培よりも20%減少するが、肥料やエネルギーコストが34~53%、農薬費用が97%削減されることを報告した。さらに、有機農業体系では、土壌微生物バイオマス、デヒドロゲナーゼ、プロテアーゼ、ホスファターゼ、サッカラーゼ、菌根菌感染率、ミミズ量が慣行圃場と比較して高くなり、さらに有機農業における菌根菌の感染した根の長さが慣行圃場よりも40%長くなることを報告した (Mäder et al. 2002)。また、土壌団粒の安定性が増加することが報告された。土壌化学性では、土壌 pH、溶解性 Ca と Mg は高くなるが、溶解性 P と K は慣行圃場と比較して低くなることを報告した (Mäder et al. 2002)。Oehl et al. (2004) は、有機農業圃場の土壌において、微生物バイオマス C と N、P が慣行圃場よりも高いことを明らかにした。

2000年代後期になると、土壌微生物および土壌団粒のより詳細な研究に関心が高まっていった。土壌微生物についての研究では、Cavagnaro et al. (2007) によって、有機農業圃場のアーバスキュラー菌根菌が調査され、有機農業圃場では、根にアーバスキュラー菌根菌の感染や N、P の土壌への添加のどちらもなくても、アンモニア酸化細菌の多様性は保たれていたことが明らかになった。Santos et al. (2012) は、慣行農法から有機農業への転換中の土壌微生物と土壌有機物画分を土壌深度毎 (0~5 cm, 10~20 cm, 20~40 cm) に調査し、有機農業に転換してから約 2 年間で土壌微生物バイオマスが増加し、フルボ酸画分の土壌有機物が増加したことを報告した。また、可給態 P 含量が低いような有機農業下の土壌では、根圏でのホスファターゼ活性や菌根菌の根の感染が誘発されることが報告された (Nesme et al., 2014)。

土壌団粒について、Papadopoulos et al. (2009) は、スレーキング方法を用いて、炭素含量が同じ有機農業の土壌と慣行農業の土壌の土壌団粒の安定性を分析し、有機農業で潜在的に土壌団粒がより安定であることを明らかにした。Król et al. (2013) は、有機農業と慣行の団粒の物理性を比較した研究で、慣行では、有機農業よりも全孔隙率が高く、エタノールの浸潤性や撥水性指数が高いが、大きさが 30~35 mm の団粒の水の浸潤性と吸収性、団粒崩壊強度は、有機農業の団粒で高いことを報告した。Papadopoulos et al. (2014) は、有機農業は短期間では土壌構造を保全し、団粒の安定性を向上させるが、長期間にわたり有機農業を行った場合は、土壌物理性が脆弱になる可能性を示唆した。

さらに、有機農業に関する先行研究からメタ解析を行った研究報告がある。Tuomisto et

al. (2012) は、有機農業と慣行農業の環境への負荷をヨーロッパの先行研究を用いたメタ解析から分析し、有機農業では、単位面積あたりの炭素含量や養分ロス（窒素の溶脱や亜酸化窒素の排出、アンモニアの排出）は低く、作物生産に関わるエネルギー投資は低いが、生産単位当たりの土壌の富栄養化や酸性化の可能性を示した。Barański et al. (2014) は、有機農業と非有機農業の農作物中の抗酸化物質とカドミニウムの含量をメタ解析し、有機農業でポリフェノールなどの抗酸化物質が高く、カドミニウム濃度が低いことを明らかにした。Tuck et al. (2014) は、有機農業が生物多様性に与える影響をメタ解析し、過去 30 年間の研究において、有機農業では約 30%生物多様性が増加したことを報告した。

以上により、先行研究で明らかとなった結果を以下にまとめた。

- 1) 有機農業の収量は、慣行農業よりも減少する傾向があるが、有機栽培の農作物の質は慣行栽培の農作物よりも高い。
- 2) 有機農業において、土壌物理性と土壌生物性が慣行圃場と比較して高くなる。

この研究結果は、有機農業の骨子である、土壌生態系循環の活用や土壌環境の保全を証明する研究結果が得られていると言える。

1-4-2 自然栽培の先行研究

畑地における自然栽培の研究については、いくつかの先行研究で、収量や作物生産に係わる土壌化学性、窒素の養分循環についての報告がなされている。自然栽培の収量に関する論文について、吉田 (1987) は、6 年間自然栽培を行った圃場において、バレイシヨの生育と収量を調査しており、収量は施肥区の 10 a 当たり 5.14 t に対し、自然栽培区は 3.62 t と約 7 割に減少したが、デンプン価は施肥区の 15.2 % に対し自然栽培区は 17.2 % と高くなり、自然栽培区の方が施肥区と比較して収穫率が高くなることを示した。吉野 (1993) は、イナワラの堆肥（全炭素：32.5 %，全窒素：1.91 %，C/N 比：17.7）を連用した圃場における土壌の理化学性、生物性および収量を調査し、夏作のスイートコーンでは、イナワラ堆肥を 3 t 10 a⁻¹ 施用した区で施肥区（化学肥料＋堆肥）と同等の収量、化学肥料単用区の 20 % 増の収量が得られたが、冬作キャベツの収量は、化学肥料単用区の 40% の収量となり著しく低収したことを報告した。また、吉野 (1993) は、堆肥施用回数および量の増加に伴い、土壌中の全炭素含量と土壌団粒の安定性が増加し、表層土壌の固相率が減少したことを報告した。土壌微生物は、団粒安定性ととも細菌と放線菌が増加する傾向を示

した。さらに、イナワラ堆肥による炭素の持ち込み積算値と跡地土壌の全炭素含量との間に強い正の相関が認められ、炭素持ち込み量 1 t あたりの土壌中全炭素の増加量は 0.23 % と推定した。栗田ら (2006) は、19 年間の長期間にわたって自然栽培管理を継続した桑園において、土壌全窒素量と全炭素量が概ね平衡に保たれ、年間の桑生葉収量も 1800~2000 g m⁻² と安定していることを報告した。さらに、植物体によって収奪された窒素量と土壌全炭素量の収支から、平衡に達した自然栽培圃場では年間 17.5 g m⁻² の窒素の天然供給があることを推定した。小田・宝川 (2011) は、窒素の δ¹⁵N 分析を用いて、6 年間自然栽培管理を行っている圃場のトマトの吸収した窒素は大気由来であると推定し、その流入経路は窒素固定等であると考察した。

以上の先行研究から明らかとなった結果を以下にまとめた。

- 1) 自然栽培は、収量は化学肥料を施用する慣行栽培の 7~8 割に減少する。
- 2) 長期間にわたり人為的な肥料の投入がなくとも土壌中の全窒素量や全炭素量は平衡状態に達しており、それは、窒素固定などの大気からの自然流路によって土壌中に窒素が供給されていると推定される。

しかし、自然栽培圃場の研究事例は、前述した有機農業の先行研究の事例と比較して、その数は圧倒的に少ない。特に、有機農業においても重要視され、数多く研究された土壌物理性や土壌微生物性の分析はほとんど研究されておらず、岡田 (1953) に提唱された後も、科学的な研究がほとんど進んでいないのが現状である。

1-5 本研究の意義と目的

1-5-1 本研究における自然栽培圃場の選定

前述したように、有機農業 (Mäder et al. 2002) および自然栽培 (吉田, 1987) とともに、収量が慣行圃場の 70~80 % となるため、上記農法では収量の増加が重要な課題の一つとなる (Rembialkowska 2007; Tuomisto et al., 2012)。しかし、一部の事例では、慣行農法に劣らない生産性を有する圃場も存在する (与嶋, 2005)。本研究では、自然栽培圃場の中でも、収量が慣行圃場と同程度かそれ以上の自然栽培圃場を選定して研究を行った。さらに、本研究では、自然栽培圃場の選定を行うにあたり、以下のことに留意して研究対象圃場を選定した。

- (1) 次の栽培管理を行っている圃場。

- (a) 農薬，化学肥料，有機質肥料，動物性堆肥，魚カス，骨粉，pH 調整剤，化学合成資材を一切使用しない。
 - (b) 堆肥化させていない穀草類のワラ，木質チップ，廃菌床などの有機物のみを施用している（施用方法は，表面被覆や土壌中にすき込むなど）。
 - (c) 適度に除草を行う。
 - (d) 浅く耕耘を行う。
- (2) 上記栽培管理を行い，収量が慣行圃場と同程度かそれ以上の収量を実現している圃場。なお，標準的な慣行圃場の収量は，国で算出された全国の単位面積当たりの収量とし，その単位面積当たりの収量と比較して，同程度の収量かそれ以上の収量であることとした。
- (3) 実践農家自身が，土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させるという理念を持って作物栽培を行っている圃場。
- 以上の条件を満たして自然栽培を実践している圃場を「高収量自然栽培圃場」として研究を行った。

1-5-2 土壌学の二つの概念—エダフォロジーとペドロロジー—

前述の通り，自然栽培圃場における研究は，有機農業と比較しても研究事例が非常に少なく，岡田茂吉の提唱後もほとんど科学的な知見が明らかとされてこなかった。さらに，有機農業でも着目され，多く研究が行われている土壌物理性と土壌生物性についての研究はほとんどない。従って，自然栽培圃場における土壌物理性および土壌生物性の分析を行うことは重要である。

土壌学の学術分野には，農林業的立場からの植物培地としての見方が強く打ち出されるエダフォロジー（edaphology: 農学または応用土壌学）と，地表面を覆っている独立の自然物としての生成過程から土壌を把握してゆく立場のペドロロジー（pedology: 土壌生成・分類学）に分けられる（世界大百科事典, 2015）。

エダフォロジーの分野で土壌は，「多少とも粗しょうで砕けやすい物質で，その中に植物が根によって自らを支えて養分ならびにその他の生育条件を見出すことができるようなものである」とされる（Hilgard, 1906）。エダフォロジーの立場からは，農耕地，草地，林地などの土壌について，植物の土壌化学性，土壌物理性，土壌生物性への依存関係の解明，

植物生産のための土壌の管理，改良の方法の考究などが中心課題となる。一方，ペドロロジーにおける土壌は，「地殻の表層において岩石・気候・生物・地形・ならびに土地の年代といった土壌生成因子の相互作用によって生成する岩石圏の風化生成物であり，多少とも腐植・水・空気・生きている生物を含み，かつ肥沃度をもった，独自の有機—無機複合体である」と定義される（大羽・永塚，1988）。つまり，ペドロロジーにおいて，土壌は，非常に長い時間をかけて，母材・気候・生物・地形・時間・人為の環境因子が相互に複雑に関係しながら地表に生成する唯一無二の歴史的な自然体であると捉える（田村，2011）。

エダフォロジーとペドロロジーでは，土壌の捉え方に違いがある。エダフォロジーでは，作物に重要な土壌の諸性質にのみ観点が当てられており，土壌の物理性や化学性，生物性を評価する上でも，作土層のみの評価や土壌層位を無視した便宜的な（例えば，一定に決められた深さごとなどの）土壌試料の採取方法が適用されている。つまり，エダフォロジーにおける土壌は，しばしば，エダフォロジーのもつ性質上「土壌物質」で捉えられる。土壌物質は，その自然の形態を破壊して，土壌体から部分的に取り出された物質のことを意味する（大羽・永塚，1988）。一方，ペドロロジーにおいて土壌は「土壌体」として捉えられる（大羽・永塚，1988）。土壌体は地表に存在する独自の体制をもった歴史的な自然体としての土壌を意味する。ペドロロジーでは，1 m の試坑を掘って形成された土壌断面によって土壌形態を観察し，その土壌の生成・分類学的特性を把握する。しかし，土壌を土壌物質という側面のみで分析した場合，土壌形態や母材・気候・生物・地形・時間・人為の環境因子を加味した独自の有機—無機複合体としての土壌の重要な特性に関する情報が欠落してしまう恐れがある（大羽・永塚，1988）。

本研究で取り扱う自然栽培の定義は，「化学肥料および農薬，有機肥料や動物性堆肥（魚カス，骨粉，牛糞・豚糞・鶏糞堆肥などを含む）を一切使用することなく，土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法」である。前述した有機農業や自然栽培の先行研究では，作物生産側による土壌の諸特性についてのみの言及に留まっており，土壌そのものを研究した事例はほとんどない。従って，本研究では，土壌を独立の歴史的な自然体とするペドロロジーの立場から，高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴を明らかにする。

1-5-3 本研究における自然栽培圃場の土壌評価法

本節では、本研究での自然栽培圃場の土壌評価方法を検討する。まず、農業生産で用いられる土壌の生産力および肥沃度に関する用語の定義を以下に挙げた。用語の定義は『土の百科事典』（土の百科事典編集委員会, 2014）と『土壌肥料用語事典』（藤原ら, 2010）を参照した。

【土壌肥沃度 (soil fertility)】

土壌肥沃度は、土壌の化学性のうち、作物の生育に強く関わる性質、すなわち作物の生育に必要な土壌養分の供給力を土壌の自然肥沃度と養分の豊否から総合的に判断するものである（土の百科事典編集委員会, 2014）。地力と類似語であるが、地力が総合的な土壌の生産力を指しているのに対して、自然肥沃度と養分の豊否を中心とした地力の化学的側面を重視したニュアンスを持っている（藤原ら, 2010）。

【土壌生産力 (soil productivity)】

土壌生産力は、土壌の化学的・物理的・生物的諸性質の総合で、作物を生産しうる土壌の能力である地力と作物や栽培環境（気象条件や栽培法など）との組み合わせで成り立つ能力のことであり、作物生産量の大小によって表される。わが国の地力保全基本調査においては、土壌生産力に關与する土壌の基準項目として、以下の 14 項目を挙げている。(1) 作土（耕起の対象となる表土）の厚さ、(2) 作物根が伸長できる有効土層の深さ、(3) 表土の礫含量、(4) 耕耘の難度（耕起や碎土の容易さ）、(5) 湛水透水性（水持ちと水はけの程度）（水田の場合）、(6) 土壌の還元の程度（水田の場合）、(7) 土地の過湿（畑の場合）、(8) 土地の過干（畑の場合）、(9) 自然肥沃度（保肥力、固定力および塩基の状態）、(10) 養分の豊否（交換性 Ca, Mg, K や有効態 N, P, Si および微量元素含量と酸度）、(11) 障害性（有害物質や物理的障害など）、(12) 災害性（完水や地すべりの危険性）、(13) 傾斜（傾斜方向や角度から判断；畑や草地の場合）、(14) 侵食の恐れ（水食や風食；畑や草地の場合）（土の百科事典編集委員会, 2014）。

【地力 (soil fertility)】

1984 年の地力増進法制定の際、日本政府によって「地力とは、土壌の性質に由来する農地の生産力である」と定義された。科学の用語ではなく、作物生産を阻害する原因を土壌に求めるとき、あるいはその打破を肥培管理や土壌の改良に求めるときなどに包括的な用語として用いられてきた。時に土壌生産力といわれる（土の百科事典編集委員会, 2014）。

土壌の持つ固有の性質にもとづく自然条件だけでなく、栽培される作物の種類や栽培法などの人間の営為の条件も含めた場合の土壌の能力であるとみなされている(藤原ら, 2010)。

以上の定義は、いずれも水田や畑地において用いられる土壌の評価方法である。また、上記の評価方法は、いずれも作物の養分吸収に関わる土壌の諸特性としており、その評価は作物の収量や作物生産に関わりのある土壌諸特性に限定されている。

一方、世界には、土壌品質 (Soil quality) という概念がある (Doran and Parkin, 1994)。土壌は、それ自身がかげがえのない貴重な資源であるが、不適切な土壌管理により、それらの貴重な土壌資源が失われている。従って、複合的な土壌の機能を評価し、モニタリングすることにより、貴重な土壌資源を保全する必要がある (Doran and Parkin, 1994)。土壌品質の概念は、貴重な土壌資源を保全するための評価およびモニタリングの方法として、Warkentin and Fletcher (1997) によって提唱された。土壌品質は、現在、以下のように定義されている。

“The capacity of a specific kind of soil to function, within natural or managed ecosystem boundaries, to sustain plant and animal productivity, maintain or enhance water and air quality, and support human health and habitation” (Karlen et al., 1997) .

「植物や動物の持続的な生産性のための、水や空気の性能を維持あるいは高めるための、そして人間の健康や居住地を支えるための、自然のあるいは管理された生態系の境界を含めた上記機能のための特定の種類の土壌における最大能力である。」

また、最も短い定義としては、以下がある。

Soil quality is “the capacity (of soil) to function” (Karlen et al., 1997) .

土壌品質は「土壌機能のための土壌の最大能力」である。

主な土壌の機能については、生産機能、生物環境機能、気候調節機能、水文学的機能、貯蔵機能、廃棄物と汚染の抑制機能、居住（生息）空間機能、記録または遺産機能、結合機能 (Arshad and Martin, 2002) など、それらの機能は、農業生産性に留まらず多岐にわたる。土壌品質は、土壌品質指数 (Soil quality index; SQI) によって評価される (Doran and Parkin, 1994; Karlen et al., 1997)。土壌品質指数は、物理的、化学的、生物的な分析で定量された土壌指標 (soil indicators) から、各土壌機能の評価を目的として統計的あるいは選択的に抽出し、スコア値に変換して統合した数値である。従って、土壌品質は、

物理性、化学性、生物性の因子を含む総合的な評価方法であり、土壌それ自身を評価することが可能である。

本研究では、(1) 物理的、化学的、生物的な指標を用いて総合的に評価が可能であること、(2) 作物栽培に関係する決まった指標がなく、各土壌そのものがもつ特徴を反映した評価を行うことができることから、土壌品質指数による土壌評価の方法を採用した。

1-5-4 本研究の意義と目的

前述の先行研究において、有機農業および自然栽培圃場では、表層土壌の物理性を向上させ、土壌団粒の安定性が増加する。さらに、表層の有機炭素含量を増加させ、土壌動物や土壌微生物の活動や多様性を増加させる。しかし、自然栽培圃場の土壌そのものを研究した事例はほとんどない。作物生産に関わる土壌諸特性のみを選択して調査するのではなく、土壌を土壌体として捉え、ペドロロジーの学問分野から土壌を総合的に評価することによって、新たな自然栽培圃場の土壌の知見が得られることが期待できる。また、土壌学の一分野である土壌微細形態学は、土壌そのものの微細な形態を観察することができ、石英粒子のレベル、より高次の構造配列のレベル、またはある過程によって生じたフューチャーのレベルなど、あらゆるレベルでの土壌の特徴について詳細に研究できる (Bullock et al., 1985)。さらに、有機農業および自然栽培の圃場ともに収量が慣行圃場の 70~80%となるため (Mäder et al. 2002; 吉田, 1987)、収量の増加が重要な課題の一つとなる (Rembialkowska 2007; Tuomisto et al., 2012)。そこで、本研究では、自然栽培圃場の中でも、収量が慣行圃場と同程度かそれ以上の自然栽培圃場を「高収量自然栽培圃場」として選定し、高収量自然栽培圃場において、土壌の理化学的、生物学的、そして微細形態学的特徴を明らかにし、高収量自然栽培圃場で共通して認められる土壌の特徴を明らかにした。さらに、土壌そのものを評価する土壌品質評価の方法を用いて、高収量自然栽培圃場で共通に認められた土壌諸性質が自然栽培における作物生産に与える影響を明らかにした。

自然栽培では、収量の向上が一つの課題となる。また、自然栽培では、化学肥料や堆肥の施用がなく、新鮮有機物の投入のみで作物生産を行っているが、その作物への養分供給メカニズムの解明は推測の域を出ない。従って、本研究において、自然栽培で慣行栽培並かそれ以上の収量を上げている圃場での共通の土壌特徴を明らかにすることは、自然栽培における作物生産のメカニズムを解明するための重要な知見を提供するとともに、環境に

配慮した農業技術体系の開発においても貢献できる。さらに、自然栽培は、農業活動がもつ潜在的な環境負荷リスクを軽減できること、高品質で単位面積あたりの秀品率が高いこと、化学肥料や農薬、堆肥などの投入コストがほとんどなく経済的であること、社会的に食の安心・安全が求められている中で自然栽培で生産された農作物はその需要を満たしていることから（石井, 2010; 小田・宝川, 2011）、農業生産者および消費者の両面から社会的に研究が求められている。本研究において、各地域で自然栽培を行っている圃場の基本的な土壌の諸特性を明らかにし、共通性を見出すことは、今後、自然栽培を実践する農家が増える中で、目指すべき土壌モデルを提案できる可能性が期待できる。

表 1-1 世界における環境に配慮した農業体系の歴史年表

年	代替農業と持続可能な農業の歴史的背景	有機農業の歴史的背景
1840	リービッチ:「無機栄養説」提唱	
1906	ハーバー・ボッシュ法開発	
1913	ハーバー・ボッシュ法による工業的窒素固定開始	
1924		シュタイナー:バイオダイナミック農法の提唱
1940-1960	緑の革命による近代農業の確立	
1940		ハウード:『農業聖典』発表 ノースポーン:『Look to the Land』出版
1962	レイチェル・カーソン:『沈黙の春』出版	
1950-1985	農地余剰窒素による水系汚染の顕在化	
1960-1970		有機農業がヨーロッパとアメリカに徐々に着目 国際有機農業運動連盟(IFOAM)の設立
1972		
1982	ブルントラント委員会の設立	
1984	アメリカ農業委員会による代替農業の検討委員会の立ち上げ	
1987	ブルントラント委員会:『Our Common Future』出版	
1989	全米研究協議会リポート『Alternative Agriculture』発表	
1991		コーデックス委員会:有機食品に係わるガイドラインの作成 キング:『Farmers of Forty Centuries or Permanent Agriculture in China, Korea and Japan』出版
1992	環境と開発に関する国連会議(リオ・デ・ジャネイロ)	
1999		有機生産食品の生産,加工,表示および販売に係わるガイドラインの採択
2008		IFOAMによる有機農業の定義付け

表 1-2 日本における環境に配慮した農業体系の歴史年表

年	環境保全型農業と有機農業の歴史的背景	自然栽培の歴史的背景
1948		岡田茂吉: 論説文『無肥料栽培』発表
1953		岡田茂吉: 『自然農法解説』出版
1960-1970	農地余剰窒素による水系汚染の顕在化	
1967	「公害対策基本法」成立	
1970	「農耕地の土壌の汚染防止等に関する法律」制定	
1971	日本有機農業研究会の設立	
1975		福岡正信: 『自然農法・わら一本の革命』出版
1983		藤井平司: 『甦れ! 天然農法一暮らしの思想をたどる(天然農法講座 I)』出版
1985		財団法人自然農法国際研究開発センター設立
1987		「自然農法技術普及要綱」策定
1992	「新しい食料・農業・農村政策の方向」で環境保全型農業を一つの政策とする	
1994	環境保全型農業推進本部: 環境保全型農業を定義づける	
1997	IFOAMジャパン・リエゾンが発足	
1999	「食料・農業・農村基本法」制定 農業環境三法の制定	
2000		川口由一: 『自然農から農を超えて』出版
2001	FOAMジャパン設立 「改正JAS法」の実施	
2003		特定非営利活動法人・秀明自然農法ネットワーク設立
2004		林幸美: 現代農業2004年10月号で、“糸状菌を生かして野菜作り「炭素循環農法の実際」”発表
2005	「環境と調和のとれた農業生産活動規範(農業環境規範)」策定	与嶋靖智: 現代農業2005年10月号で“うわさの「無肥料栽培とは」”発表
2006	「有機農業の推進に関する法律」制定	
2007	「農地・水・環境保全向上対策」実施 「有機農業の推進に関する基本的な方針」策定	
2009		河名秀郎: 『自然の野菜は腐らない』出版
2010	「食料・農業・農村基本計画」実施	石井吉彦: 『元気な種で育てる究極野菜の誕生 Wonderful Vegetables!』出版
2011	「環境保全型農業直接支援対策」	木村秋則: 『奇跡のリンゴ―絶対不可能』を覆した農家 木村秋則の記録』出版
2015	「多面的機能発揮促進法の施行」実施	

表 1-3 有機農業体系と自然農法体系、自然栽培に属する各農法における栽培管理のまとめ

栽培管理	有機農業体系				自然農法体系	
	有機農法	バイオダイナミック農法	自然農法	福岡式自然農法	無肥料・無農薬栽培	自然栽培
肥料および資材の施用	◎	—	×	×	×	×
有機質肥料	◎	◎	×(△)	×	×	×
動物性堆肥	◎	◎	○	×	×	×
植物性堆肥	◎	◎	○	○	×	◎
植物性資材	○	◎	△	×	×	—
天然の動物資材	◎	—	—	×	×	—
微生物資材(BM等)	◎	—	—	○	×	×
緑肥	◎	—	—	○	×	×
栽培管理	(人工的に化学合成された肥料や資材でなければほとんどが使用可能)	(8種類の調合物質を使用: 牛糞, 石英砂, ノコギリノウの花, カモミール, タンホボ, セイウカノコンワ, オーク樹皮, イラクサ)	(岡田茂吉の提唱時は、動物性完熟堆肥の使用は禁止していたが、自然農法国際研究開発センターの成立と共に使用を認めた。)	(イネとムギの輪作で、前作で生じた緑草類のワラを被覆、緑肥としてクロバーバを用いる)	(堆肥化していない殺草類ワラを被覆材として使用。転換初期に土壌状態が悪いなど、土壌改良が必要な場合にのみ堆肥化させて使用する場合もある。)	(堆肥化していない高C/N比有機物の土壌中への投入を推奨)
耕転	◎	—	—	◎	×	×
浅耕	○	—	—	×	◎	◎
輪作	◎	○	—	○	—	—
連作	×	×	◎	◎	◎	◎
混作 (コンパニオンプランツの使用等)	◎	—	—	○	—	—
休耕	◎	—	×	—	×	×
その他	—	—	—	×	○	○
除草	—	—	—	×	○	○
種子	連伝子組換えを除くオーガニック種子を推奨	連伝子組換えを除くオーガニック種子を推奨	—	—	自家採種やオーガニック種子を推奨	—
マメ科作物による根粒菌の活用	◎	—	—	○	—	—
天敵による害虫防除	◎	—	—	—	自然に行われると考えるため何もしない	自然に行われると考えるため何もしない
木酢などの天然農薬の使用	○	—	×	×	×	×
太陽や月、惑星の影響への考慮	—	◎	—	—	—	—
農法の原理	<ul style="list-style-type: none"> ・自然環境との共生を目指す ・生物多様性を重視する。 ・機取した分を還元するという「循環」の考え方。 ・生態系や人の健康に悪影響のある投入物の使用を避ける。 	<ul style="list-style-type: none"> ・「理想的な農場はそれ自身で完結している」として、外部投入を極力減らす。 ・太陽や月、惑星などの光や熱エネルギー等が作物に影響を与える影響に重点を置く。 	<ul style="list-style-type: none"> ・土の堆力を発揮させるため、土壌を清潔に保つことを栽培管理の原点とする。 ・土の堆力を発揮させるため、土壌を清潔に保つことを栽培管理の原点とする。 ・不耕起、無肥料、無農薬、無除草を原則とする。 	<ul style="list-style-type: none"> ・人が行わなくても良い農作業を極限まで削減することを旨とした農法。 ・土の堆力を発揮させるため、土壌を清潔に保つことを栽培管理の原点に置く。 	<ul style="list-style-type: none"> ・土の堆力を発揮させるため、土壌を清潔に保つことを栽培管理の原点とする。 ・自家採種やオーガニック種子を推奨 	<ul style="list-style-type: none"> ・土の堆力を発揮させるため、土壌を清潔に保つことを栽培管理の原点とする。 ・自家採種やオーガニック種子を推奨

◎: 推奨; ○: 可能; △: 可能だが消極的; ×: 禁止; —: 考慮しない(使用はどちらでも良い)

表 1-4 環境に配慮した農業体系の定義と特徴

農業体系	定義	特徴	文献
代替農業	<p>以下の目標を総合的に追及する、食料・繊維生産の体系。(1)養分循環、窒素固定、病害虫一掃、食物物の関係のような自然のメカニズムを農業生産過程に徹底的に取り入れること。(2)環境あるいは農家や消費者の健康をそこの潜在的な危険を最大限に考慮して、豆乳資材の使用を減らすこと。(3)作物・家畜が本来生物学的・遺伝的に持っている能力を十分に活用し、生産性を向上させること。(4)現行の生産力を長期にわたって持続可能とするために、作付け体系や管理技術、農地のもつ物理的な条件に最もよく適合させること。(5)農業経営の改善や、土壌、水質、エネルギーおよび生物資源の保全・保護に留意しながら、収益性や生産効率をはかること。</p>	<p>化学肥料や化学合成農薬を大量投入する生産効率の高い近代農業(本来農業)に対して、それにとって代わる農業。 一つの農業体系を指すものではなく、環境生態系に配慮した農業体系を包括した総合的な体系。 自然界にある有用な相互関係を取り入れて利用することをねらいとする。</p>	<p>Committee on the Role of Alternative Farming Methods in Modern Production Agriculture et al. (1989)</p>
持続可能な農業	<p>任意の長期的(将来の世代)に土壌の肥沃度や生態学的平衡において負の影響をもたらすことを避けると同時に、ある程度の収量の増加を目指した任意の農業体系。</p>	<p>環境と経済、社会の三つの側面が関わる。 土壌や水など農業に関わる環境・資源の質を落とすことなく、安定した生産を維持する農業システムを目指す。</p>	<p>Canarache et al. (2006) Lichtfouse et al. (2009)</p>
環境保全型農業	<p>農業の持つ物質循環機能を生かし、生産性との調和などに留意しつつ、土づくり等を通じて化学肥料、農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的な農業。</p>	<p>持続可能な農業の中の環境の保全に限定した概念。</p>	<p>農林水産省環境保全型農業推進本部(1994) 西尾(2014)</p>
有機農業	<p>土壌・自然生態系・人々の健康を持続させる農業生産システムである。それは、地域の自然生態系の営み、生物多様性と循環に根差すものであり、これに悪影響を及ぼす投入物の使用を避けて行われる。有機農業は、伝統と革新と科学を結びつけ、自然環境と共生してその恵みを分かち合い、そして、関係するすべての生物と人間の間には公正な関係を築くと共に生命(いのち)・生活(くらし)の質を高める。</p>	<p>(1)健康の原理、(2)生態的の原理、(3)公正の原理、(4)配慮の原理の四つの原理に基づく。</p>	<p>IFOAM (2008)</p>
自然農法	<p>人肥金肥は一切用いず、堆肥のみの栽培。 作物を栽培するにあたって、化学的に合成された化学肥料および除草剤、殺虫剤、殺菌剤などの農薬をいっさい使用せず、土が本来もっている植物を生育させる力を発揮させる農法。</p>	<p>原理は、土の力を発揮させること。</p>	<p>岡田(1953) 片野(2009)</p>
自然栽培	<p>化学肥料および農薬、有機肥料や動物性堆肥(魚カス、骨粉、牛糞・豚糞・鶏糞・堆肥などを含む)を一切使用することなく、土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法。</p>	<p>栽培管理の特徴は、(1)化学肥料および農薬、有機肥料や動物性堆肥(魚カス、骨粉、牛糞・豚糞・鶏糞・堆肥などを含む)を一切使用しない。(2)適度な除草や浅耕を行う。(3)有機質資材のみ使用する。</p>	<p>石井(2010) 小田・室川(2011) 与嶋(2005) 林(2004)</p>

第2章 日本における高収量自然栽培圃場の土壌特性

2-1 はじめに

北海道恵庭市および千葉県成田市に40年以上の長期にわたり、無農薬、無化学肥料、無動物性堆肥で営農を行っている自然栽培圃場が存在する。栽培管理の特徴は、自家採種の種子を用い、連作、除草剤無しの草刈り機による除草を行っていることである。また、乾燥したムギワラや枯れ草などの植物性有機物資材を、土壌表面保護を目的として1 cm程度の厚さで土壌表面に被覆し、年に1度表層10 cmにすき込む。栽培作物は、根菜類、果菜類、葉菜類、豆類、穀物類等で、北海道では約115品目、千葉県では約60品目が栽培されている。圃場面積は約18~25 aで、自然栽培圃場の管理農家の聞き取り調査によると、年平均の推定収量は、恵庭では8月から10月に収穫するミニトマト栽培区（北の雫ミニ）で約4,153 kg 10 a⁻¹ 作⁻¹、成田では年に2回収穫可能なネギ栽培区（41年間自家採種・連作を行った在来品種）で約4,284 kg 10 a⁻¹ 作⁻¹である。農林水産省によって報告された2010年から2014年までの5年間の全国の10 a当たり収量データの平均を算出すると、夏秋ミニトマトは3,616 kg 10 a⁻¹ 作⁻¹、ネギは2,092 kg 10 a⁻¹ 作⁻¹である（農林水産省, 2011; 2013a; 2013b; 2014b; 2015d）。従って、各自然栽培圃場の単位面積当たりの収量を比較すると、恵庭と成田の自然栽培圃場ともに、全国の単位面積あたりの平均収量と比較して高く、高収量圃場であると言える。しかし、化学肥料や動物性堆肥を投入することなく、高い生産性で作物生産が可能な要因については未だ明らかとなっていない。

栗田ら（2006）は、19年間自然栽培を行った桑圃場について、表層土壌の全窒素含量と全炭素含量が概ね平衡に保たれ、年間17.5 g m⁻²の窒素の天然供給が行われていることを明らかにした。Jenkinson and Ladd（1981）は、ロザムステッド試験場の畑地において、代謝回転時間の値（2.5年）からバイオマスを経由した年間の窒素量およびリン酸量を試算し、微生物バイオマスを経由した窒素およびリンが、作物吸収窒素およびリンの重要な供給源であることを明らかにした。小田・宝川（2011）は、安定同位体窒素の自然存在比を用いて自然栽培圃場のトマトが吸収する窒素の由来を推定し、自然栽培トマトの窒素の由来は大気中の窒素であることを推定し、大気窒素は窒素固定によって供給されていることを推定した。従って、先行研究から、自然栽培圃場では、窒素固定によって土壌中に窒素が供給されており、それらの窒素は土壌微生物を介して植物に供給されていることが考え

られる。

一方、長期間自然栽培を行った圃場では、土壤微生物バイオマスの安定とともに、土壤化学性、土壤物理性および土壤構造が安定していることが予想される。特に土壤孔隙の割合や大きさに影響を与える土壤物理性と土壤構造は、作物根の土壤深部への伸長や微生物の生育と密接に関係する (Bronic and Lal, 2005; Dexter, 1988; Pardo et al., 2000)。いくつかの先行研究から、土壤団粒構造の団粒サイズによって、グラム陽性菌とグラム陰性菌などの細菌、真菌および線虫の棲み分けが行われていることが報告されている (Elliott et al. 1990, 服部, 1967; Hattori et al., 1976; Vargas and Hattori, 1986; Young and Ritz 2000)。比較的水分環境が安定している団粒内部 (毛管孔隙) にはグラム陰性菌、乾燥と湿潤の変化が激しい団粒外部 (団粒表面と非毛管孔隙) にはグラム陰性菌や糸状菌、線虫等が生息している (久馬, 1997; 西尾, 1989)。窒素循環において重要な役割を担う窒素固定菌について、Gupta and Roper (2010) は、遊離窒素固定菌は団粒内部に多く生息することを報告した。また、Issa et al. (2007) は、シアノバクテリアが 6 週間程度で土壤粒子表面に皮膜や架橋構造をつくって生息していることを明らかにした。従って、自然栽培圃場の作物生産に関する植物根や土壤微生物は土壤構造に大きく影響されるため、自然栽培圃場の研究において土壤構造を研究することは重要である。

第 1 章で前述したように、有機質堆肥 (動物性および植物性堆肥の両方) を連用した有機農業では、表層土壤の団粒安定性が向上していることが、いくつかの先行研究において明らかにされている (例えば, Mäder et al. 2002; Papadopoulos et al., 2009)。しかし、長期にわたって化学肥料や動物性の有機質堆肥を施用していない自然栽培圃場での土壤の物理性、特に土壤構造を明らかにした研究は極めて少ない。

本章では、北海道恵庭市および千葉県成田市の 40 年以上の長期にわたって高い生産性を維持しながら自然栽培管理を行っている圃場を調査対象地とし、それらの土壤の理化学性および生物性を明らかにするとともに、深度ごとに採取した土壤不攪乱サンプルから土壤薄片を作製して観察を行い、隣接する対照圃場と比較した結果から、長期自然栽培管理が土壤の諸性質に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。

2-2 調査地概要

2-2-1 調査地の気候、地形及び地質

調査対象地とした自然栽培圃場は、北海道恵庭市（E 141°35'35.44", N 42°52'17.85"）および千葉県成田市（E 140°20'35.10", N 35°46'34.80"）に位置する（図 2-1）。北海道恵庭市の自然栽培圃場「恵子ガーデン」は坂本一雄氏、千葉県成田市の自然栽培圃場は有限会社ナチュラルシードネットワークの石井吉彦氏によって経営が行われている。気候は、ケッペンの気候区分によると、恵庭市は冷温帯湿潤気候（Dfa）、成田市は温暖湿潤気候（Cfa）に属し（Climate-Data.Org., 2015a, b）、年降水量は、気象庁の観測データより、恵庭市では 1044 mm、成田市では 1546 mm である（気象庁, 2015a, b）（図 2-2）。また、恵庭市については、11 月～3 月の冬季に積雪し、積雪の深さの合計が年平均で 5760 mm である（気象庁, 2015a）（図 2-2）。

北海道恵庭市の存在する石狩地域の地形は、石狩平野と呼ばれる平野地であり、西部には北海道駒ヶ岳（標高 1131 m）、有珠山（標高 733 m/洞爺湖南側）、羊蹄山（標高 1898 m）を含む大起伏の山岳地、東部には標高 500～1000 m 程度の夕張山地が広がる（図 2-3）。また、恵庭市西部には、恵庭岳（標高 1320 m）、樽前岳（標高 1041 m）が存在する。恵庭市の自然栽培圃場は、恵庭駅から南東に約 1330 m 離れたところに位置し、農場の周辺は住宅街となっており、標高 30 m の平坦面に位置している（図 2-3）。千葉県の地形は、北半部の大半を占める平坦な下総台地と、南半部の小起伏山地を含めた上総・安房の丘陵部が主体となっている。千葉県のほぼ北半部を占める下総台地は、標高が北西部で 15～20 m、中央部で 20～40 m、東南部で 40～50 m であり、南東側から北西に向け低くなる地形を形成している（近藤, 1996）。千葉県成田市の自然栽培圃場は、成田空港から北西に約 2,000 m 離れた下総台地上に位置する（図 2-4）。農場の周辺は二次林に囲まれており、標高は 43 m である（図 2-4）。

北海道恵庭市の地質は、約 42000～44000 年前に降下した支笏第 1 テフラ（Spfa-1）の上に、恵庭火山灰層（En-a）（19000～21000 年降下）と樽前火山灰層（下から Ta-d: 8000～9000 年降下; Ta-c: 2500～3000 年降下; Ta-b: AD 1667 年降下; Ta-a: AD 1739 年降下）が累積している（町田・新井, 2011）。千葉県成田市の地質は、第四期の下総層群の上に関東ローム層が堆積した地層であり、下位から、八日市場層、横芝層、神埼層、上岩橋層、木下層、常総粘土層、武蔵野・立川ローム層となる（三谷・下総台地研究グループ, 1997）。

2-2-2 調査圃場の概要

調査圃場の概要を表 2-1, 自然栽培圃場の圃場見取図を図 2-5 と図 2-6 に示した。さらに, 自然栽培圃場の景観および農作物の栽培の様子を図 2-7 と図 2-8 に示した。本章で研究対象とした自然栽培圃場の栽培管理の特徴は, 以下の 6 点である。(1) 農薬・化学肥料および動物性堆肥は一切使用しない。(2) 使用するのはワラなどの有機物資材のみで, 主に土壌表層の被覆資材として使用し, その被覆量は厚さ最大 1 cm を目安としている。(3) 連作である。(4) 自家採種の種子を用いる。(5) 年に 1 回播種時期に小型の動力付き耕運機で表層約 10 cm の浅耕を行い, (6) 年に 2~3 回刈払機等で除草を行う。恵庭圃場では (1), (2), (5), (6) の栽培管理を 56 年間, (3), (4) の栽培管理は 13 年間 (2011 年土壌断面調査時), 成田圃場ではネギおよびササゲ栽培区において上記 (1) ~ (6) の自然栽培管理を 41 年間行っている (2010 年土壌断面調査時)。恵庭の自然栽培圃場の面積は約 18 a で, 毎年春にロータリー機 (クボタ L3001DT, 30 馬力) を用いて, 機械限界の浅耕 (約 10 cm) を行う。また, 耕耘は 4 月中旬または下旬の雪解け後に行われ, その時に, 積雪前に土壌表面に被覆していた前作の作物残渣 (茎葉残渣や雑草マルチ等; 水分含量 41.6 %; 全炭素量 35.0 %; 全窒素量 2.4 %; C/N 比 15) が, 乾物重量で約 0.4 kg ha⁻¹ 土壌中にすき込まれる (表 2-1)。成田市の自然栽培圃場の面積は約 25 a で, 定植時にロータリー機 (ヤンマー シャフトドライブ PRT551L, 5.8 馬力) を用いて約 10 cm の浅耕を行う。また, 調査地のネギ圃場の場合, ネギ定植時にネギ苗の根の麓に, トウモロコシ茎残渣 (水分含量 59.6 %; 炭素含量 38.9 %; 窒素含量 1.7 %; C/N 比 23) を乾物重量で約 0.4 kg ha⁻¹ 程度施用する (表 2-1)。

対照圃場は, 自然栽培圃場に隣接する等標高および同一土壌統の圃場を選定した (図 2-3, 図 2-4)。恵庭対照圃場は永嶋邦夫氏, 成田対照圃場は石井絹子氏によって管理されている。恵庭市の対照圃場 (E 141°35'35.62", N 42°52'17.76") は, 圃場面積約 10 a で, 農薬および化学肥料の使用はないが, 前作の作物残渣等 (茎葉残渣や収穫後のマメの殻等; 水分含量 80.3 %; 炭素含量 35.3 %; 窒素含量 1.9 %; C/N 比 18) が乾物重量で約 0.3 kg ha⁻¹ 程度すき込まれている (表 2-1)。耕耘は, はつ土板プラウとロータリープラウで表層 40 cm が耕運され, 種子は市販の種苗 (萩澤種苗研究所の種苗等) を使用している。また, スイカ, カボチャピーマン, キュウリ, ナス, ナンバン, シシトウは平野農園 (自然農法実施農家) の種苗を使用している。1985 年以前は牛糞や鶏糞等の動物性堆肥を使用していた。成田市

の対照圃場 (E 140°20'33.00", N 35°46'33.86") は、面積 20 a で、市販の窒素・リン酸・カリの混合肥料および落ち葉堆肥を連用している (表 2-1)。落ち葉堆肥 (水分含量 27.2 %; 炭素含量 35.8 %; 窒素含量 2.0 %; C/N 比 18) の施用量は、作物定植時に乾物重量で約 1.0 kg ha⁻¹ 程度投入する。窒素、リン酸、カリの混合化成肥料は市販されているものを使用し (高度化成 N:P₂O₅:K₂O = 14 %:14 %:14 %)、約 0.5 t ha⁻¹ 程度施用する。成田対照圃場に 1 年間に投入されるアンモニア性窒素、可溶性リン酸、水溶性カリの量は、それぞれ 70 kg ha⁻¹ 程度となる。農薬の使用はなく、耕耘は小型耕耘機 (ロビン こまどり FRC3) で約 20 cm である。種子は市販の種子や苗を用いる。1992 年以前は農薬や化学肥料を施用する慣行栽培を行い、1992 年以降は、上記の栽培管理を行っている。

2-3 分析方法

2-3-1 調査圃場の収量

恵庭および成田の自然栽培圃場と各対照圃場における、単位面積あたりの乾物収量を算出した。自然栽培圃場と対照圃場で比較する作物は、恵庭圃場ではミニトマト、成田圃場ではネギを選択した。比較作物の選択条件は、(1) 自然栽培管理が圃場内で最も長期間行われている作物、(2) 自然栽培圃場で栽培されている作物の内、出荷量が高い割合を占めている作物の二つの条件を満たす作物とした。また、対照圃場では、自然栽培圃場と同じ作物を選定して乾物収量を算出した。それぞれの作物の品種は、恵庭自然栽培圃場のミニトマトは、管理農家の坂本一雄氏が約 10 年かけて F1 品種トマトから固定した固定種「北の雫ミニ」、恵庭対照圃場は、萩澤種苗研究所から購入した「ベリースイート」、成田自然栽培圃場は、41 年間自然栽培管理下で株分けまたは自家採種を行った在来品種、対照圃場は、4~5 年前に近所の農家から分譲された在来品種である。各栽培作物を恵庭圃場では 2012 年 10 月 16~17 日、成田圃場では 2012 年 9 月 17 日に各圃場からランダムに 3 個体ずつ採取した。可食部のみを選び分けて細かく細断し、70 °C で 3 日間乾燥させた。乾燥後の重量を測定し、単位面積当たりで栽培されている栽植密度から、一作当たりにおける単位面積当たりの平均乾物収量 (kg 10 a⁻¹ 作⁻¹) を算出した。作物密度は、恵庭のトマト栽培区で 1 個体の株間と畝間は 60×80 cm²、成田のネギ栽培区で 3 個体の株間と畝間は 30×30 cm² で計算した。なお、恵庭圃場のトマトについては、サンプル採取以前に採取されたトマトの果実部位について、房の数から収穫量を推定して算出した。

2-3-2 土壌断面調査と試料採取

調査圃場において、2011年10月に恵庭市自然栽培圃場のトマト栽培区(図2-5)および恵庭市対照圃場のズッキーニ栽培後区、2010年6月に成田市自然栽培圃場のネギ栽培区(図2-6)、2011年4月に成田市対照圃場のサツマイモ栽培後区について土壌断面調査と土壌試料の採取を行った。自然栽培圃場では、圃場内で最も自然栽培歴の長い作物を栽培している区画を選定した。また、対照圃場は自然栽培圃場の土壌断面調査区画から直線上に位置する区画を調査した。自然栽培圃場と対照圃場との直線距離は、恵庭で約5m、成田で約50mである。土壌断面調査は土壌調査ハンドブック改訂版(日本ペドロロジー学会, 2010)に従った。土壌緻密度の測定には、山中式土壌硬度計(Daiki, DIK-5553)を用いた。各々の調査断面において、深さ1mまでの範囲で各層位から土壌試料を採取して混合し、風乾させ、礫と植物根を取り除いた後2mmの篩に通して、化学性分析に供した。また、物理性の測定試料について、恵庭および成田の自然栽培圃場は、0~5cm, 10~15cm, 30~35cm, 50~55cm, 70~75cm、恵庭対照圃場は、0~5cm, 12~17cm, 30~35cm, 50~55cm, 70~75cm、成田対照圃場は、0~5cm, 20~25cm, 35~40cm, 50~55cm, 70~75cmの不攪乱土壌試料を100ml容ステンレスコアサンプラーを用いて各層位3連で採取した。また、土壌微細形態の観察試料として、物理性と同様の層位から不攪乱土壌コア試料を各1連で採取した。生物性の分析について、表層と次表層から生の土壌試料を同じ断面の層位の3箇所から採取した後、礫と粗大な植物根を取り除いて2mmの篩を通し、冷蔵庫(4℃)に保管したものを測定に使用した。土壌酵素活性の分析は1週間以内、土壌微生物バイオマスの分析は7~10日間室温で前培養したものを使用した。

2-3-3 土壌物理性の測定

土壌物理性測定は、土壌環境分析法(土壌環境分析法編集委員会, 1997)に従い、飽和透水係数、仮比重、三相分布、孔隙率、毛管飽和容水量を測定した。操作は、デジタル実用積測定装置(大起理工業株式会社製, DIK-1150型)を用いて実用積を測定し、その後、試料の下部を水に浸して約24時間静止させ、毛管飽和後の試料の重量を測定した。次に、変水位法により飽和透水係数を測定した。最後に、試料を105℃, 24時間乾燥させ、乾燥重量を測定し、容積重、三相分布、毛管飽和容水量、孔隙率を算出した。飽和透水係数に

については、各層における試料の中間値を、その他の項目においては、試料の平均値および標準偏差値を測定結果として採用した。本論文において、毛管飽和容水量は、毛管飽和操作時の試料の気相と固相の重量比のことを指す。また、孔隙については、毛管飽和操作の際に、水が保持される孔隙を細孔隙として、簡易的に細孔隙率と粗孔隙率に分別した。また、各層の土壌試料の風乾土サンプルからピペット法により粒径組成を求めた（土壌環境分析法編集委員会, 1997）。土壌物理性の測定は3連で行った。

2-3-4 土壌化学性の分析

土壌化学性として、各層の土壌試料の $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$, $\text{pH}(\text{KCl})$, 全炭素量 (TC), 全窒素量 (TN) を分析した（土壌環境分析法編集委員会, 1997）。 $\text{pH}(\text{NaF})$ の測定は Fieldes and Perrot (1966) に準じた。土壌 pH の測定には、ガラス電極 pH メーター（東亜電波工業株式会社製, HM-26S 型）を使用した。TC, TN の測定には NC アナライザー（島津製作所製, SUMIGRAPH NC900 型）を用いた。交換性塩基量 (Exchangeable Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), 陽イオン交換容量 (CEC) の抽出は、ショーレンベルガー法に準じ、1 M 酢酸アンモニウム溶液 (pH 7.0) と 10 % KCl 溶液で行った (Schollenberger and Simon, 1945)。交換性塩基量の測定は原子吸光光度計（日立製作所製, Z-2310）, CEC の測定は、セミマイクロ蒸留法を用いた（土壌環境分析法編集委員会, 1997）。リン酸吸収係数は、土壌環境分析法（土壌環境分析法編集委員会, 1997）に従って分析した。抽出試料は、紫外可視近赤外分光光度計（日本分光, V-660 型）で波長 660 nm で測定した。酸性シュウ酸可溶性 Al, Fe, Si 量 (Al_o , Fe_o , Si_o) は土壌環境分析法（土壌環境分析法編集委員会, 1997）に準じた。 Al_o , Fe_o , Si_o の測定はプラズマ発光分光分析装置（パーキンエルマー, Optima-7300DV 型）で行った。硝酸態窒素量 (NO_3^-) は、土壌：蒸留水=1：5 で抽出し、1 時間振とう抽出後 0.45 μm のメンブレンフィルターで濾過し、イオンクロマトグラフィー（島津製作所, HIC-SP）で測定した。可給態リン酸量（可給態 P）は、トルオーグ法（土壌環境分析法編集委員会, 1997）で分析した。抽出試料は、紫外可視近赤外分光光度計（日本分光, V-660 型）で波長 710 nm で測定した。土壌化学性の分析は各分析項目で2連で行った。

2-3-5 土壌生物性の測定

バイオマス炭素量 (B_C), バイオマス窒素量 (B_N) について、クロロホルム燻蒸抽出法（土

壤微生物研究会, 1992) に準じた。2 mm の篩にかけた生土をビニール袋にとり、ソーダライムと水を入れたデシケーター内に袋の口をあけて入れ、室温で 7~10 日間前培養を行った。クロロホルム燻蒸後、クロロホルム燻蒸土壌および非燻蒸土壌 5 g を 50 ml 遠沈管にとり、0.5 M 硫酸カリウム溶液を 25 ml 加え、25 °C、200 r min⁻¹ で 30 分間往復浸透した。3,500 rpm で 5 分間遠心分離を行い、0.45 μm のメンブレンフィルターに通してから、TOC 計 (島津製作所, TOC-5000A) を用いて可溶性全炭素量を測定した。また、その値を用いて、バイオマス炭素量を算出した。バイオマス炭素量 (Bc) は次式で求めた。

$$Bc=2.64 \times Ec$$

ここで Ec= (燻蒸土壌中の可溶性全炭素量) - (非燻蒸土壌中の可溶性全炭素量) である。

バイオマス窒素量はニンヒドリン発色法 (土壤微生物研究会, 1992) で行った。0.5M 硫酸カリウム溶液による抽出液 2 ml を 20 ml 試験管に加え、ニンヒドリン試薬 (ニンヒドリン 20 g とヒドリンダンチン 3 g を 2-メトキシエタノール 750 ml に溶解し窒素ガスを 30 分以上通気し溶解させ、pH 5.5 の酢酸緩衝液を 250 ml 加えた) を 1.25 ml ゆっくり加えてよく混合した。沸騰浴水中で 25 分間反応させ、反応後水冷してからエタノール (95 %) : 蒸留水 = 1 : 1 液 4.5 ml を加えてよく攪拌した後、吸光光度計 (日立製作所 U-3210) を用いて 570 nm で吸光度を測定した。検量線は、ロイシン標準液を用いて、土壌サンプルと同様の処理を行った。測定した値からバイオマス窒素量を算出した。バイオマス窒素量 (BN) は次式で求めた。

$$B_N=5.0 \times E_{NIN}$$

ここで E_{NIN}= (燻製土壌中の可溶性ニンヒドリン発色物質) - (非燻蒸土壌中の可溶性ニンヒドリン発色物質) である。

β-グルコシダーゼ活性について、土壤環境分析法 (土壤環境分析法編集委員会, 1997) に準じた。試料は、採取後 3 日以内の土壌 (未風乾) 試料 0.5 g で行った。50 mM *p*-ニトロフェノール-β-グルコシド (PNG) を基質として用い、30 °C で 1 時間反応させた。基質と酵素の反応 1 時間後の抽出液は、吸光光度計 (日立製作所, U-3210) で波長 400 nm で測定した。検量線は、1 mM *p*-ニトロフェノール溶液で調製した。土壌サンプルおよび基質を加えた試料を①、基質の代わりに水を加えたコントロールを②、土壌を加えないコントロールを③とし、これらのコントロールの測定値を差し引いた $\Delta A_{400nm}\{\text{①} - (\text{②} + \text{③})\}$ を検量線に挿入して酵素反応によって遊離した *p*-ニトロフェノール量を定量した。また遊離した

p-ニトロフェノール量の値を用い、 β -グルコシダーゼ活性を算出した。

プロテアーゼ活性について、土壤環境分析法（土壤環境分析法編集委員会, 1997）に準じた。試料は、2 mm の篩に通した未風乾土壤試料で行った。基質は 2 mM ベンジルオキシカルボニル-フェニルアラニル-ロイシン (ZFL) を用い、40 °C で 1 時間反応させた。反応終了後、上澄み 2 ml にニンヒドリン試薬 (2 g のニンヒドリンと 0.3 g のヒドリンダンチンを 75 ml のメチルセロソルブに溶かした。また 4 M 酢酸緩衝液 pH 5.51 を調整し、使用直前に前者：後者=3：1 の割合で混合した。) を 1.0 ml 加え、沸騰浴水中で 15 分間加熱した。検量線は、0.1 mM *L*-ロイシン溶液で調製し、試料と同様にニンヒドリン試薬を加えて加熱した。加熱終了後、氷水中で冷却し、エタノール：蒸留水=1：1 (v/v) 溶液を 3 ml 入れて十分に混合した後、吸光光度計（日立製作所, U-3210）で $A_{570\text{nm}}$ を測光した。コントロールを差し引いた $\Delta A_{570\text{nm}}$ を検量線に挿入してアミノ酸量を定量し、プロテアーゼ活性を算出した。生物性の分析は、各分析項目で 3 連で行った。

2-3-6 土壤薄片の作製と記載

土壤薄片は永塚・田村（1986）の方法に従って作製した。物理性と同様の深度の不攪乱土壤試料を液体窒素で凍結乾燥させ、真空状態にして凍結乾燥させた。乾燥後、ポリエステル樹脂（マルトー製、硬組織標本包埋樹脂 A 液：B 液=8：2 に混合）に硬化剤として過酸化ベンゾイル（マルトー製、硬組織包埋用固化剤 樹脂 1000 ml に対し 10 ml）を加え攪拌したもので土壤試料を固化させた。完全に固化した試料を、硬脆材料切断機（マルトー製ニューベンチソー MC-32）を用いて 5~7 cm 程度の厚さに切断した（一次切断）。切断した試料は、スライドガラスに接着する面を研磨剤（マルトー製, C3000）を用いて手研磨した（一次研磨）。一次研磨した試料をスライドガラスに接着し、固化後、二次切断を行った。二次切断した試料を自動研磨機を用いて数 10 μm の厚さに研磨し、研磨剤（マルトー製, C400, C3000）を用いて手研磨した（二次研磨）。二次研磨した試料を超音波洗浄機で洗浄し、研磨剤を洗い落した。各土壤コア試料について、垂直断面と水平断面の薄片を作製した。

土壤薄片の記載は土壤薄片記載ハンドブック（Bullock et al., 1985）に準じて行った。観察は偏光顕微鏡（オリンパス製, BH-2 型）を用いて行った。粗粒質画分と細粒質画分の境界 (c/f 境界) はすべて 10 μm とし、c/f 境界は、直行ニコルによる視野の観察により判定し

た。ペッド、基本有機組成分およびペドフィーチャーの薄片に占める面積割合 (%) は、Bullock et al. (1985) の面積割合の図表を用いて視覚的に評価した。一方、基本有機組成分とペドフィーチャーのうち、存在割合が低く、観察視野に常に存在しない項目については、 $5 \times 5 \text{ cm}^2$ の薄片中に存在する数を計測して記載した。

2-3-7 土壌薄片写真の画像解析とフラクタル次元

フラクタル次元は、土壌構造の複雑性を表す指標として用いられ、土壌薄片写真による画像解析によって求めることが可能である (Dathe et al. 2001; Papadopoulos et al., 2008 田村ら, 1993)。恵庭では実態顕微鏡、成田では光学顕微鏡 (40 倍) において観察した垂直断面の土壌薄片写真を用いて、土壌薄片の画像解析を行った。画像の二値化および孔隙面積割合の計測は画像解析ソフト (旭化成エンジニアリング, A 像くん) で行った。二値化のしきい値は 125 とした。二値化画像は、ビットマップイメージ (698×525 ピクセル) に変換し、フラクタル解析システム [(独) 農業・生物系特定産業技術研究機構 畜産草地研究所, fractal 3] を用いて、孔隙のフラクタル次元を解析した (佐々木ら, 1998)。

フラクタルとは、特徴的な長さをもたないような図形や構造、現象などの総称である (高安, 1986)。フラクタルを定量的に表す方法として、フラクタル次元が用いられる。フラクタル次元とは、非整数値をとりうる次元のことをまとめていう (高安, 1986)。中でも、わかりやすくかつフラクタルと密接な関係があるのが相似性次元である。相似性次元とは、ある図形が、全体を $1/a$ に縮小した相似図形 a^D によって構成されているとき、この指数 D のことをいう (高安, 1986)。仮に、ある図形が、全体を $1/a$ に縮小した相似図形 b 個によって成り立っているならば、

$$b = a^D$$

から

$$D = \log b / \log a$$

となる。

測定方法は、「粗視化の度合いを変える方法」(佐々木, 1994; 高安, 1986; 田村ら, 1993) を適用した。この方法は、円や線、正方形などの特徴的な長さをもつ基本的な図形によってフラクタルな図形を近似する方法である。中でも特徴的な長さをもつ正方形を用いて行う方法は、「ボックスカウンティング法」と呼ばれる (Dathe et al. 2001)。各土壌薄片画像

を1辺が ε の格子に分割し、空間中に孔隙を一部含む正方形の数 $N(\varepsilon)$ を数える方法である。格子の長さを変えたときの、正方形の長さ ε とそのときの孔隙を含む正方形の数 $N(\varepsilon)$ との関係が

$$N(\varepsilon) \propto \varepsilon^{-D}$$

を満たすとき、

$$\log N(\varepsilon) = -D \log \varepsilon + c$$

が得られる。このときの傾き D の絶対値をフラクタル次元 D とした。このときの格子の大きさは、画像データ上の 4, 8, 16, 32, 64, 128 ピクセルを一辺長とした。また、1 ピクセルの大きさは、恵庭圃場の画像は 9.5 μm 、成田圃場の画像は 5.0 μm である。

2-3-8 植物根群の形態観察と植物根量調査

植物根の形態観察は、掘取り法 (Böhm, 1979) によって採取し、採取した根を水を張ったバットで水洗浄した後、観察を行った。恵庭圃場ではミニトマトの根を 40×40 cm^2 の区画で深さ 40 cm まで採取し、成田圃場ではネギの根を 10×10 cm^2 の区画で深さ 20 cm まで採取した。試料採取は、恵庭圃場は 2012 年 10 月 17~18 日、成田圃場は 2012 年 9 月 17 日に行った。

植物根量の調査は、Methods of Studying Root Systems (Böhm, 1979) を参照して行った。試料の採取は、2014 年 5 月 20 日に千葉県成田市の自然栽培および対照圃場のネギ栽培区画で行った。ネギの品種は乾物収量を算出した品種と同様である (表 2-2)。試料の採取は、100 ml 容ステンレスコアを用いてコア法 (Böhm, 1979) で行った。土壌微細形態で観察した層に合わせて 0~5 cm, 10~15 cm, 30~35 cm, 50~55 cm, 70~75 cm の深さで各層 4 連で採取した。採取したコア試料中の根を水による根の洗い出し法 (Böhm, 1979) で洗い出した。コア内の試料を 1 l 容ビーカーにあげ、水を入れて攪拌後数秒間静止し、上澄みを 210 μm メッシュの篩に通過させて植物根および粗大な有機物を採取した。この作業を 5~10 回繰り返して植物根がなくなるまで行った。篩に採取された根と粗大な有機物を水中でピンセットを用いて取り分け、綺麗に洗浄した根を蒸発皿に移して 70 °C で 3 日間乾燥させた。乾燥試料は電子天秤 (Mettler Toledo 製, AT201) で重さを計測した。

2-3-9 内生菌の感染率と内生および外生菌糸の観察割合の算出

内生菌の感染率を計測するため、トリパンプルー染色法(大場ら, 2006)を用いて行った。まず, 植物根量調査と同様の深度から採取した植物根を水洗法(大場ら, 2006)で洗浄した。洗浄した根を適当なビーカーに入れ脱塩水を根が隠れる程度まで加え, アルミニウムで蓋をして 121 °C, 1.2 気圧, 20 分間オートクレーブ処理を行った。脱塩水を捨て, その後 10 % 水酸化カリウム溶液に根を浸潤させ, 再度オートクレーブ処理を 1~3 回根が脱色するまで行った。水酸化カリウム溶液を除去後, 5 %塩酸を加えて 5 分後に塩酸溶液を除去し, 脱塩水を加えて 1 日静置させた。その後, 脱塩水を除き, トリパンプルー溶液 [トリパンプルー(和光純薬) 50 mg とラクトグリセリン溶液(乳酸: グルセリン: 脱塩水=1:1:1.2) 100 ml を混合させたもの] に根を浸潤させ 10 分間緩やかに煮沸した。トリパンプルー染色液を除去後, ラクトグリセリン溶液を同様に入れて 5 分間煮沸させた。染色した根は, McGonigle et al. (1990) の方法に基づいた菌根形成率の測定で菌根感染率を計測した。ラクトグリセリン溶液を 1~2 滴, 2 箇所点滴したスライドグラスに細かく細断した染色済みの根を 4 本ずつ合計 8 本並べてカバーグラスで封をし, 観察に供した。根の交点とその際に観察した感染構造および菌糸の有無を計測した。合計で 150 交点を観察し, 総交点数で各感染構造および内生または外生菌糸が観察された交点数を割り, 内生菌感染率 (%) と内生および外生菌糸の観察割合 (%) を算出した。

2-3-10 統計解析

土壌物理性と土壌生物性測定および薄片中の孔隙面積割合から得られた値は, F 検定を用いて自然栽培圃場と対照圃場間で分散が等しいか否かを検定した ($n = 3$)。さらに, スチューデントの t 検定を用いて, 有意水準 5 %, 1 %, 0.1 % で両圃場間の平均値に有意差があるか否かを検定した。フラクタル次元について, 共分散分析の二直線の傾きの検定で自然栽培圃場と対照圃場の差を比較した。まず, 画像解析によって得られたフラクタル次元 (D) について, $N(\epsilon) \propto \epsilon^{-D}$ の関係が成り立つかどうかを確認した。上記式の関係が成り立ち, 図形がフラクタルであることが確認できた画像について, $\log N(\epsilon) = -D \log \epsilon + c$ の回帰直線を作成した。同じサンプル間で回帰直線が互いに平行であることを共分散分析の二直線の傾きの検定を用いて確認した。反復は $n = 3$ で行い, 回帰直線が平行であることが確認できた画像から, その層の構造を代表する画像を選び, 代表画像を用いて自然栽培および対

照圃場間の回帰直線の傾きの差を共分散分析によって検定した。有意水準はそれぞれ 5 %、1 %、0.1 % で検定を行った。統計分析はエクセル (Microsoft Excel 2010) を用いて行った。

2-4 結果および考察

2-4-1 調査圃場の収量

各圃場の平均乾物収量は表 2-2 にまとめた。平均乾物収量は、恵庭と成田ともに自然栽培圃場で対照圃場よりも高い値となった。

2-4-2 土壌断面形態

土壌断面調査の結果を表 2-3 に、断面写真を図 2-9 と図 2-10 に示した。断面形態の層位は、恵庭自然栽培: Ap-A1-A2-2A3-3AB-4Bw, 恵庭対照: Ap1-Ap2-Ap3-2A-3AB-4Bw, 成田自然栽培: Ap-A1-A2-AB-Bw1-Bw2, 成田対照: Ap-A1-A2-AB-Bw となり、基本的な土壌層位の並び方は同じであった。恵庭自然栽培圃場では、雑草マルチとして Oi 層が観察された。A 層の深さは、恵庭自然栽培で 55 cm, 恵庭対照で 50 cm, 成田自然栽培で 45 cm, 成田対照で 44 cm となり、自然栽培圃場で若干 A 層が厚くなる傾向が認められた。土色は、恵庭自然栽培圃場の AB 層 (10YR2/2), 成田自然栽培圃場の AB 層 (7.5YR3/2) で、恵庭対照圃場の AB 層 (10YR3/4), 成田対照圃場の AB 層 (7.5YR3/4) と比較して、明度・彩度が低く、黒色を呈していた。土性について、恵庭 2 圃場の表層は砂質であり、成田 2 圃場で粘土質の土壌であった。土壌構造は、恵庭自然栽培圃場の Ap~A2 層で強度に発達した粒状構造が観察された。さらに、恵庭自然栽培圃場の A1~A2 層および成田自然栽培圃場の A1 層の亜角塊状ペッドは、粒状ペッドが集合して構成されていた。一方、成田対照圃場の A1 層では、壁状構造に近い亜角塊状構造が確認された。緻密度は、恵庭自然栽培, 恵庭対照, 成田自然栽培で、表層から下層にかけて緻密度の値が 9~21 mm となった。一方、恵庭対照圃場の 2A 層, 成田対照圃場の A1 層で緻密度がそれぞれ 21 mm, 26 mm と高い値を示した。三好 (1972) によると、緻密度が 23 mm 以上になると、養分吸収に役立つ細根の伸長は阻害されることが知られている。従って、対照圃場では細根の伸長を阻害する圧密した層が形成していたが、自然栽培圃場では圧密した層の形成は認められなかった。植物根は、恵庭および成田の自然栽培圃場ともに各対照圃場と比較して下層で生きている細根が多く観察された。

作物の根が自由に伸長し、生育に必要な水分や養分を吸収利用できる物理状態の土層を「有効土層 (effective soil depth)」という (三枝, 2014)。作物根の伸長は、基岩や、緻密度 29mm 以上の盤層や砂礫層、地下水位面があると妨げられるので、その上の層までが有効土層となる。しかし、作物の生育との関連では、緻密度 29 mm 以上の盤層で示される有効土層より、作物根の生育が著しく阻害される緻密度 20~23 mm 以下の「根群有効良好土層」を基準とする方が良い (三枝, 2014; 藤原ら, 2010)。本研究では、有効土層の基準として、地表から物理性の悪化が認められた層または緻密度が 21 mm 以上の層の上端までの厚さを「根群有効良好土層」とした。その結果、各圃場の根群有効良好土層は、恵庭自然栽培で 75 cm, 恵庭対照で 40 cm, 成田自然栽培で 87 cm, 成田対照で 17 cm となり、自然栽培圃場の根群有効良好土層は対照圃場と比較して、2.5~5 倍厚くなった。

2-4-3 土壌物理性

物理性の結果は、表 2-4 に示した。恵庭対照圃場の 30~35 cm (Ap3 層) と成田対照圃場の 20~25 cm (A1 層) で、三相分布の固相率が恵庭自然栽培圃場、成田自然栽培圃場と比較して有意に高い値を示した。さらに、成田自然栽培圃場の 70~75 cm (Bw1 層) で、成田対照圃場と比較して有意に高い値となった。孔隙率は、恵庭自然栽培圃場の 30~35 cm (A2 層) で、粗孔隙率が有意に高い値となった。恵庭対照圃場の 30~35 cm (Ap3 層), 50~55 cm (3AB 層), 70~75 cm (4Bw 層), 成田対照圃場の 20~25 cm (A1 層) では、恵庭自然栽培圃場と成田自然栽培圃場とそれぞれの層で比較して、容積重が有意に高い値となった。一方、成田自然栽培圃場の 30~35 cm (A2 層), 70~75 cm (Bw1 層) では、成田対照圃場と比較して有意に高い値となった。透水性数について、恵庭対照圃場の 30~35 cm (A2 層) と成田自然栽培圃場の 30~35 cm (A2 層) で有意に透水係数が低くなった。有意差はなかったが、成田対照圃場の 20~25 cm (A1 層) で成田自然栽培圃場と比較して粗孔隙率と細孔隙率が低く、透水性が低い傾向にあった。「耕盤層 (plow pan)」とは、営農作業に伴う農業機械の走行などによって、耕耘が及ぶ深さの直下に形成される硬く緻密な土層のことである (加藤, 2014)。耕盤層では、上下にある作土や下層土に比べて容積重や土壌硬度が大きく、作物根の下方への伸長阻害や透水性の悪化が起こる。土壌物理性分析の結果から、恵庭対照圃場の Ap3 層と成田対照圃場の A1 層において、孔隙率が低く透水性の悪い耕盤層が形成していることが示された。一方、自然栽培圃場では、耕盤層の形

成はなく、物理性は良好であった。粒径組成の結果（表 2-5）から、恵庭自然栽培圃場の Ap 層～A2 層と恵庭対照圃場の Ap1～Ap3 層で SL～CL, 2A 層～4Bw 層で SiL～LiC となり、表層が砂質の土壌であった。また、成田の自然栽培圃場と対照圃場の全層で SiC～HC となり、粘土質の土壌となった。

2-4-4 土壌化学性と土壌分類

化学性の分析結果は表 2-6, リン酸吸収係数および酸性シュウ酸抽出 Al, Fe, Si の分析結果は表 2-7 に示した。pH(H₂O)と pH(KCl)は、全圃場でそれぞれ 5.43～6.45, 4.28～5.66 となり弱酸性を示した。全炭素量 (TC) は、恵庭自然栽培圃場の Ap, A1 層で 55.2～56.1 g kg⁻¹ の範囲となり、恵庭対照圃場の表層よりも高い値を示した。これは、恵庭自然栽培圃場で確認された Oi 層の雑草マルチによるものと考えられた。また、恵庭自然栽培圃場と恵庭対照圃場の 2A 層で、TC が急激に高くなる傾向を示した。成田の圃場では、最も TC の高い A 層においても、成田自然栽培圃場で 37.98 g kg⁻¹, 成田対照圃場で 42.97 g kg⁻¹ となった。全窒素量 (TN) も TC と同様の傾向を示した。交換性塩基について、恵庭では交換性 Ca²⁺量が恵庭自然栽培圃場よりも恵庭対照圃場で高い値を示したが、その他の交換性塩基量および組成は両圃場間に差は認められなかった。また、成田自然栽培圃場では、Ap～A1 層で Ca²⁺量, Ap 層で Mg²⁺量, Ap～A2 層で K⁺量が成田対照圃場と比較して値が低い傾向を示した。成田対照圃場で交換性陽イオンが高くなった理由は、施肥の影響と考えられた。CEC は、恵庭自然栽培圃場と対照圃場では、2A 層で急激に CEC が増加する傾向、成田自然栽培圃場と対照圃場では、下層にいくにつれ減少する傾向を示した。ただし、成田対照圃場の A1 層では CEC が他の A 層と比較して低い傾向を示した。CEC について、土壌の CEC を担う陽イオンの交換部位は土壌有機物および粘土鉱物の交換基である (久馬ら, 1997)。土壌有機物の量を TC として CEC と相関関係をみたところ、恵庭自然栽培圃場と対照圃場では $r = 0.986$, 成田自然栽培圃場と対照圃場では $r = 0.844$ となり、高い正の相関が認められた (図 2-11)。一方、粘土含量と CEC との相関関係では、恵庭自然栽培圃場と対照圃場では $r = 0.682$, 成田自然栽培圃場と対照圃場では $r = 0.195$ となり、恵庭圃場において有意な ($p > 0.05$) 正の相関関係が認められた (図 2-12)。従って CEC は恵庭圃場と成田圃場ともに主に TC に依存しているが、恵庭圃場では粘土含量も CEC に影響していることが考えられた。

硝酸態窒素 (NO_3^-) について、恵庭では、全層において自然栽培で対照と比較して高い傾向があった。さらに、恵庭自然栽培では、表層から下層にいくにつれ硝酸態窒素濃度が高くなる傾向を示した。成田では、自然栽培の Ap1 層を除き、自然栽培および対照圃場の両方で A 層よりも B 層で硝酸態窒素濃度が高い傾向を示した。アロフェン質黒ぼく土の下層では、 NO_3^- が吸着し、移動に遅延が生じる (田村ら, 2011)。恵庭圃場および成田圃場は、いずれも火山灰または火山放出物を母材とする黒ぼく土である。従って、恵庭自然栽培、成田自然栽培および成田対照圃場の下層で硝酸態窒素濃度が高くなったことが考えられた。また、下層の硝酸態窒素濃度は、自然栽培よりも対照圃場で高くなった。従って、窒素肥料の施肥をしている対照圃場では、硝酸態窒素の下層への溶脱が考えられた。しかし、成田自然栽培の Ap 層では、施肥を行っている対照圃場よりも高い値となった。土壌中には、硝化細菌が生息し、窒素の無機化に関与している (例えば、戸田・生原, 1994)。また、土壌微生物の死んだ後は、窒素が放出され、無機化が行われる (西尾, 1989)。従って、成田自然栽培の Ap 層の硝酸態窒素濃度が高いのは、土壌微生物によるものと考えられた。可給態リン酸については、4 圃場ともに A 層の表層でのみ抽出され、下層では検出されなかった。可給態リン酸は、恵庭では自然栽培 < 対照、成田では自然栽培 > 対照となった。

前述の土壌断面調査と理化学性の結果より、日本の統一的土壌分類体系—第二次案— (日本ペドロロジー学会, 2003) による土壌分類を行った。恵庭市および成田市の土壌の地質は、調査地概況で述べたように、火山灰または火山放出物からなる。黒ぼく土壌は、主として火山放出物や火山灰を母材として生成し、腐植化度の進んだ黒色の厚い A 層をもち、アロフェンやイモゴライトのような低結晶質ないし準晶質アルミノ珪酸塩に富む (永塚, 2014)。日本の統一的土壌分類体系—第二次案— (日本ペドロロジー学会, 2003) によると、土壌表面から 50 cm 以内に、「黒ぼく特徴」または「未熟黒ぼく特徴」を示す土層の厚さが積算で 25 cm 以上の土壌を「黒ぼく土大群」に分類する。黒ぼく特徴は、(1) $\text{pH}(\text{NaF})$ が 9.2 より大きく、かつ (2) $\text{Al}_0 + 1/2\text{Fe}_0$ が 2.0 % 以上である、またはリン酸吸収係数が $1500 \text{ mg P}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}^{-1}$ 以上である、の二つの要件を満たすことである。未熟黒ぼく特徴は、(1-a) $\text{Al}_0 + 1/2\text{Fe}_0$ が 0.4 % 以上 2 % 未満、またはリン酸吸収係数が $300 \text{ mg P}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}^{-1}$ 以上 $1500 \text{ mg P}_2\text{O}_5 / 100 \text{ g}^{-1}$ 未満の要件を満たし、かつ (1-b) 砂含量が 30 % 以上であり、砂画分の火山ガラス含量 (%) が $[-15.6 \times (\text{Al}_0 + 1/2\text{Fe}_0) + 36.2]$ 以上、または $[-0.0208 \times (\text{リン酸吸収係数}) + 36.2]$ 以上、または (2) 土壌の 60 % (重量) 以上が火山放出物 (ガラス質火山灰、軽石、

スコリア等) からなる, の二つの要件の内一つ以上を満たすことである。化学性分析の結果から, pH(NaF)は全ての圃場で 9.85~12.01 となり, 黒ぼく土特徴の (1) を満たした。リン酸吸収係数は, 恵庭自然栽培圃場と対照圃場の表層 (Ap~A2 層と Ap1~Ap3 層) で 970~1386 mg 100 g⁻¹, 下層 (2A3~4Bw 層と 2A~4Bw 層) で 1729~2924 mg 100 g⁻¹ の範囲となり, 恵庭の両圃場において表層は未熟黒ぼく特徴の要件 (1-a), 下層では黒ぼく特徴の要件 (2) を満たした。成田の自然栽培圃場と対照圃場では 1522~2939 mg 100 g⁻¹ の範囲となり, いずれも黒ぼく特徴の要件 (2) を満たした。Al_o, Fe_o, Si_oについて, pH 3.0 の酸性シュウ酸溶液に可溶の Al, Fe, Si の形態には, Al-腐植複合体, フェリハイドライト, アロフェン, イモゴライトなどが含まれる (土壤環境分析法編集委員会, 1997)。恵庭圃場の表層 (Ap~A2 層と Ap1~Ap3 層) で Al_o+1/2 Fe_oは 1.32~1.61 %となり, 未熟黒ぼく特徴の要件 (1-a) を満たした。恵庭自然栽培圃場の下層 (2A3~4Bw 層と 2A~4Bw 層) と成田自然栽培圃場と成田対照圃場の全層で 2.0 %以上となり, 黒ぼく特徴の要件 (2) を満たした。また, Si_oは, 非アロフェン質黒ぼく土とアロフェン質黒ぼく土を分類する分類基準の指標であり, 0.6 %未満は非アロフェン質黒ぼく土, 0.6 %以上はアロフェン質黒ぼく土に分類される (日本ペドロロジー学会, 2003)。恵庭自然栽培圃場の Ap~A2 層と恵庭対照圃場の Ap1~Ap3 層, 成田自然栽培圃場の Ap~A1 層で Si_oは 0.6 %以下となったが, それ以外の層では 0.6 %以上となった。

粒径組成および火山ガラス含量は, 表 2-3 に記載した。粒径組成では, 恵庭の自然栽培圃場と対照圃場の表層 (Ap~A2 層と Ap1~Ap3 層) で砂含量が 60 %以上となり, 砂質となった。恵庭の両圃場の火山ガラス含量は 55.02~74.51 粒数%となった。これは統一的土壤分類体系—第二次案— (日本ペドロロジー学会, 2003) が定める未熟黒ぼく土の要件 (1-b) の $(-0.0208 \times (\text{リン酸吸収係数}) + 36.2)$ から算出した火山ガラス含量 7.38~16.02 粒数%以上の値となり, 恵庭両圃場の表層は, 未熟黒ぼく土の要件 (1-b) を満たした。

前述の土壤断面調査, 粒径組成, 火山ガラス含量および化学性分析の結果より, 日本の統一的土壤分類体系—第二次案— (日本ペドロロジー学会, 2003) では, 恵庭の自然栽培圃場と対照圃場で埋没腐植質未熟黒ぼく土, 成田の自然栽培圃場と対照圃場で典型アロフェン黒ぼく土に分類された。包括的土壤分類第 1 次試案 (小原ら, 2011) では, 恵庭の自然栽培圃場と対照圃場で下層黒ボク腐植質未熟黒ボク土, 成田自然栽培圃場は腐植質厚層アロフェン質黒ボク土, 成田対照圃場は腐植質普通アロフェン質黒ボク土に分類された。包括土

壤分類において成田圃場で亜群の分類が異なる理由については、成田自然栽培圃場は成田対照圃場と比較して、炭素含量が多くかつ黒色のA層が厚くなったためと考えられた。WRB (IUSS Working Group, 2014) の分類体系において、恵庭の自然栽培圃場と対照圃場で Mollic Vitric Andosols (Endodystric), 成田自然栽培圃場で Umbric Silandic Andosols (Endodystric Clayic), 成田対照圃場で Mollic Entrosilic Silandic Andosols (Anthric Clayic) に分類された。

2-4-5 土壌生物性

土壌生物性の測定結果を表 2-8 に示した。バイオマス炭素量およびバイオマス窒素量について、成田および恵庭の両自然栽培圃場の Ap, A1 層でそれぞれの対照圃場と比較して高い値を示した。これは、微生物菌体量が対照圃場と比較して自然栽培圃場で多いと言える。また、微生物バイオマス炭素量と有機炭素量との間には、高い正の相関があることが知られている (久馬, 1997)。微生物バイオマス炭素量と有機炭素 (%) で相関をみたところ、 $r = 0.821$ の正の相関が得られ (図 2-13), 同様の結果が得られた。

β -グルコシダーゼ活性は、恵庭自然栽培の Ap 層および成田自然栽培の Ap, A1 層で、バイオマス炭素量および窒素量と同様に対照圃場と比較して高くなった。 β -グルコシダーゼは、植物遺体などから土壌へ供給される様々な β -グルコシドの加水分解に寄与している。それらの加水分解産物は、土壌中においては微生物に対するエネルギー源になりうる (大村・早野, 1982)。従って、自然栽培圃場の表土において枯死根やリターなどの植物遺体は β -グルコシダーゼにより多く分解され、微生物のエネルギー源となっていることが考えられた。一方、恵庭対照圃場の Ap2 層は、恵庭自然栽培圃場よりも活性が高くなった。 β -グルコシダーゼ活性は、有機質残渣や緑肥を投入した圃場において、投入しなかった圃場よりも高くなることが明らかとなっており (Bandick and Dick, 1999), それは、土壌酵素の基質となる有機物の炭素量に依存しているためである (Eivazi and Tabatabai, 1990)。恵庭対照圃場では、約 45 cm の耕耘を行っており、表層の植物残渣が攪乱され次表層の 12 ~ 30 cm で有機物残渣量が高くなり、酵素活性が高くなったと考えられた。

プロテアーゼ活性について、恵庭、成田の両自然栽培圃場で対照圃場と比較して Ap 層で高い値を示した。一方、恵庭対照圃場の Ap2 層は $0.48 \mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ と、恵庭自然栽培圃場 A1 層の $0.28 \mu\text{mol h}^{-1}\text{g}^{-1}$ よりも値が高くなった。プロテアーゼは、土壌中の窒素フローに

関係しており、有機態窒素が土壤中に施用されると、微生物の分解を受け、タンパク質からアミノ酸、アンモニアを経て硝酸へと変化する。その内、プロテアーゼはタンパク質からアミノ酸への反応に関与する（山縣ら，1997）。成田，恵庭の自然栽培圃場のプロテアーゼ活性は、 β -グルコシダーゼ活性と同様の傾向を示した。従って、プロテアーゼ活性においても、その活性は基質である有機質物質の量がプロテアーゼ活性の量を起因していると考えた。また、成田施肥圃場で、プロテアーゼ活性が測定限界以下となったのは、アンモニア肥料の施肥により、土壤中のアミノ酸の量が多いため、プロテアーゼによりタンパク質をアミノ酸に変換して、その差を活性量とする比色定量法では、測定不能であったと考えた。

2-4-6 土壤微細形態

2-4-6-1 恵庭圃場の土壤微細形態学的特徴

恵庭圃場の土壤微細形態学的特徴は、表 2-9 にまとめた。また、恵庭圃場の土壤微細形態写真および二値化画像は、図 2-14 と図 2-15、基本有機組成分とペドフィーチャーは図 2-20 に示した。恵庭自然栽培圃場では、0～5 cm で軟粒状構造，小粒状構造，粒子間微細粒団構造，10～15 cm で発達強度の小粒状構造，30～35 cm で発達度中の小粒状および軟粒状構造が観察された（図 2-14）。小粒状ペドは，細粒質物質が一次鉱物のまわりを被覆している被覆粒子構造を伴っていた。また，全孔隙の種類はペド間に存在する複合パッキング孔隙で，面積割合は Ap 層で 40%，A1 層で 40～45%，A2 層で 35% となった。基本有機組成分は，Ap～A2 層のすべての層で，粗粒質画分は植物根の器官残渣および組織残渣 [図 2-20 (a)]，細粒質画分は植物の細胞残渣 [図 2-20 (c)] および有機色素 [図 2-20 (e)] が確認された。また，Ap 層と A1 層で直径 0.05～0.3 mm の黄褐色の菌糸組織 [図 2-20 (b)]，Ap 層～A2 層で直径 10 μ m の無色透明な菌糸組織が認められた。ペドフィーチャーには，Ap～A2 層で植物残渣内部に大きさが 0.03～0.2 mm で表面が滑らかな赤褐色の新鮮排泄物ペドフィーチャー [図 2-20 (d)] とマトリックス中におびただしい量の黒褐色の老化した排泄物ペドフィーチャー [図 2-20 (e)] が確認された。また，Ap 層でヤスデ類と思われる土壤動物も観察された [図 2-20 (f)]。

恵庭対照圃場では，0～5 cm で軟粒状構造，小粒状構造，粒子間微細粒団構造，12～17 cm で発達強度の小粒状ペド，発達度中度の軟粒状ペドからなる複合構造，30～35 cm

で発達が中度の小粒状および軟粒状構造が観察された (図 2-14)。小粒状ペッドは、細粒質物質が一次鉱物のまわりを被覆している被覆粒子構造を伴っていた。また、Ap3 層の土壤薄片写真のスケールでの土壤構造では、大きさが約 2.5 cm の歪角塊状ペッドによる歪角塊状構造が観察された。全孔隙面積は、Ap1 層で 30 %、Ap2 層で 50 %、Ap3 層で 35 %となり、孔隙の種類は主にペッド間に存在する複合パッキング孔隙であった。また、Ap3 層では、面状孔隙も観察されその割合は 10 %であった。基本有機組成分では、Ap1~Ap3 層のすべての層で、粗粒質画分は植物根の器官残渣、組織残渣が認められた。また、Ap1~Ap3 層で直径 10 μm の無色透明な菌糸組織が希に確認された。細粒質画分では植物の細胞残渣および有機色素が確認された。また、12~17 cm で新鮮排泄物ペドフィーチャーおよび老化した排泄物ペドフィーチャーが確認された。

2-4-6-2 成田圃場の土壤微細形態学的特徴

成田圃場の土壤微細形態学的特徴は、表 2-10 にまとめた。また、恵庭圃場の土壤微細形態写真および二値化画像は、図 2-16 と図 2-17、基本有機組成分とペドフィーチャーは図 2-21 に示した。成田自然栽培圃場では、0~5 cm で発達強度の小粒状構造および軟粒状構造、10~15 cm で小粒状ペッドが強度に発達した小粒状構造、30~35 cm で小粒状ペッドおよび軟粒状ペッドからなる海綿状構造が観察された (図 2-16)。また、全孔隙の種類は複合パッキング孔隙で、面積割合は Ap 層で 45 %、A1 層で 60 %、A2 層で 35 %と、孔隙面積の高い土壤であった。また、A2 層では根により形成されたチャンネル孔隙も観察された。基本有機組成分の粗粒質画分では、植物炭化片 [図 2-21 (a)] および植物根および茎の器官残渣 [図 2-21 (b), 図 2-21 (c)] が Ap 層で観察され、細粒質画分は、黒褐色のマクロマスの浸潤物として A2 層で観察された。また、Ap 層と A1 層で直径 10 μm の無色透明な菌糸組織が認められた [図 2-21 (d)]。ペドフィーチャーは、Ap 層と A1 層で楕円状明赤色の大きさが 0.03~0.3 mm の非晶質ペドフィーチャーが観察された [図 2-20 (f)]。

成田対照圃場では、0~5 cm で発達強度の小粒状構造および軟粒状構造、20~25 cm で発達度弱の小粒状ペッドからなる小粒状構造、35~40 cm で発達中一強度の歪角塊状構造と発達度弱一中度の軟粒状構造が観察された (図 2-16)。全孔隙面積は、Ap 層で 50 %、A1 層で 25 %、A2 層で 42 %となり、全孔隙の種類は主に複合パッキング孔隙であるが、A1 層、A2 層で面状孔隙が、A2 層でチャンネル孔隙が観察された。また、A1 層の小粒状ペッ

ドの内部孔隙は、面状孔隙が5%の割合で観察された。基本有機組成分の粗粒質画分は、植物根の器官残渣がApとA1層で、植物炭化物がAp~A2層で観察された。また、Ap層で直径10 μ mの無色透明な菌糸組織、A2層で植物根の組織残渣近辺に黒紫色で大きさが0.03 mmの胞子が希に確認された [図 2-21 (e)]。細粒質画分は、Ap層で大きさが0.05 mmで赤褐色の植物の細胞残渣が確認された。ペドフィーチャーは、A1層で円状明赤色の大きさが0.1 mmの非晶質ペドフィーチャーが観察された。

2-4-6-3 フラクタル次元

フラクタル解析について、恵庭と成田の自然栽培圃場と対照圃場の全層の微細構造は、 $\log N(\epsilon) = -D \log \epsilon + c$ の関係式で有意に直線性を満たし、フラクタルとなった (図 2-18, 図 2-19)。フラクタル次元の結果は表 2-11 に示した。恵庭では、恵庭自然栽培圃場のAp層とA2層、2A3層は、同じ土壌深度の恵庭対照圃場のAp1層とAp3層、3AB層よりもフラクタル次元が有意に高い値となった。特に、恵庭自然栽培圃場では小粒状構造、恵庭対照圃場では亜角塊状構造が発達し、恵庭対照圃場で物理性の悪化が認められた層でフラクタル次元がより有意な差が認められた。成田では、A1層とA2層で、自然栽培圃場は対照圃場よりもフラクタル次元が有意に高くなった。

2-4-6-4 自然栽培圃場の土壌微細形態学的特徴

自然栽培圃場では、作土層下の次表層だけではなく、下層でも土壌微細構造が発達していた。次表層では発達強度の小粒状構造、下層では海綿状様構造が、恵庭、成田の両自然栽培圃場で共通して観察された。また、発達した小粒状構造と海綿状構造ともに、対照圃場と比較して、孔隙面積率とフラクタル次元が高くなった。フラクタル次元は形の複雑さの定量化の表現としてみる事が可能であり (高安, 1986)、土壌の微細構造の複雑さの指標として有効である (田村ら, 1993)。従って、自然栽培圃場では、対照圃場と比較してより土壌の微細構造が複雑化したことが明らかとなった。ここで、恵庭圃場と成田圃場において、自然栽培と対照間で構造の違いが認められたときのスケールが異なる理由は、主体をなす粒子サイズの違いであると考察した (Oades, 1993)。一方、CFのAp3層とA2層では、亜角塊状構造や面状孔隙が観察された。小粒状ペッドおよび軟粒状ペッドは、主に植物細根や土壌動物、土壌微生物などの生物の活動によって生成されるものが多い (大羽・

永塚, 1988)。一方, 垂角塊状ペッドは, 粘土の乾燥-湿潤の繰り返しや植物根のおよぼす圧力, 給水による乾燥などによって主に下層土で多く生成される (大羽・永塚, 1988)。土壌薄片観察から, 自然栽培の有機組成分や菌糸, 排泄物ペドフィーチャーの割合が, 対照と比較して多いことから, 土壌の小粒状構造や海綿状構造の形成は, 植物根や土壌動物, 土壌微生物が影響していることが考えられた。

自然栽培圃場の次表層では, 発達強度の小粒状構造が発達していたのに対し, その下の層では, 海綿状様構造が発達していた。上部に小粒状構造, その下の層に海綿状様構造が観察される土壌断面特徴は, Mollisols と類似している (Grasimova and Lebedeva-Verba, 2010)。Mollisol の海綿状様構造はミミズの糞粒の癒着が関係し, さらに根量の影響が強くなると小粒状構造が発達することが言及されている (Grasimova and Lebedeva-Verba, 2010)。従って, 自然栽培圃場の小粒状構造の発達には, 植物根の量が関係していることが考えられた。しかし, 自然栽培圃場ではミミズの糞粒はほとんど観察されなかったこと, また, 海綿状様構造のペッドについて, 直径 0.1 mm~2.0 mm の小粒状構造の発達弱度~中度の発達した構造を示していたことから, ミミズ以外の要因が関わっていると考えられた。Tisdall and Oades (1982) によると, マクロ団粒 (>250 μm) の発達には細根や菌糸の影響が大きく, ミクロ団粒 (<250 μm) の形成には, より細かい菌糸やバクテリア, 植物根から分泌された粘着物質によって形成することが報告されている。土壌薄片観察から, 海綿状様構造が発達していた下層で菌糸が多く観察された。従って, 自然栽培圃場では微生物によって海綿状様構造が発達していると考察された。

さらに, 自然栽培圃場の小粒状構造を構成する小粒状ペッドについて, 恵庭自然栽培では, 被覆粒子による小粒状ペッドと微細粒団が癒着した小粒状ペッドが 8 : 2 の割合で観察されたのに対し, 成田自然栽培では, すべての小粒状ペッドの内部 (ファブリック) の相対分布が細粒質物質主体のモニックからなっており, 小粒状ペッドの内部構成が異なっていた。Sedov et al. (2010) によると, Andosols の土壌微細形態の発達プロセスについて以下のように言及している。(1) 最初の段階では, 堆積したテフラは粗粒質のみのモニック構造を示す。(2) 細粒質物質が現れ始めると, 一次粒子のまわりに細粒質物質が薄く被覆したカイトニックの構造となる。(3) さらに細粒質物質が増加すると, 土壌構造はカイトニック-エノーリック (エノーリック : 一次鉱物の間隙に黒色の細粒質物質からなる微細粒団が形成する) か, エノーリック主体の土壌構造となり, (4) 小粒状構造に発達していく。

本研究の結果から、恵庭自然栽培の Ap1 から A2 層までの土性は SL~CL で、粒径組成についても非常に砂質であり、小~中サイズの礫も多く観察され、分類も未熟黒ぼく土に分類されるなど、母材となる火山放出物が堆積してからそれほど土壌生成の進んでいない若い土壌であることが考えられた。一方、成田自然栽培では、土壌断面中の礫の観察はなく、土性や粒径組成でも粘土質の土壌であった。以上のことから、恵庭自然栽培と成田自然栽培の A1 層で観察された小粒状ペッドの内部組成の違いについて考察すると、恵庭自然栽培は Sedov et al. (2010) が言及した Andisols の微細形態の発達ステージの (3) ~ (4) の移行部分であり、細粒質物質が一次粒子を被覆する厚さが厚くなることで、小粒状ペッドに発達したものと考えた。一方、成田自然栽培はテフラの堆積から年代が経ち、一次鉱物がほとんど風化し粘土の生成の進んだ土壌であるため、一次鉱物の風化の進んだステージ (4) の段階であると考えられた。従って、恵庭自然栽培と成田自然栽培の A1 層で同様の土壌構造が観察されても、そのペッドの内部組成は一次鉱物の風化と細粒質物質の形成などの土壌生成段階の違いによって異なることがわかった。

2-4-7 植物根の形態および根量

成田ではネギ、恵庭ではミニトマトで自然栽培圃場と対照圃場の根群の形態を観察した (図 2-22 と図 2-23)。また、成田圃場における根量調査の結果を図 2-24 にまとめた。根の形態観察では、恵庭自然栽培圃場で恵庭対照圃場よりも根長が長くなった。成田圃場も同様に、自然栽培圃場で対照圃場と比較して根長が長く、根の直径も太い傾向が認められた。

植物根量調査結果から、成田自然栽培圃場の表層で根重量が高い傾向が認められた。また、成田自然栽培圃場の A1 層で対照圃場と比較して有意に高い値となった。片野ら(1983)は、自然農法で栽培した水稻の根群の形態をモノリス法によって観察し、自然農法的水稻根は慣行農法的水稻根と比較して、根系が大きくてうわ根が発達し、すき床下層に伸長した節根が健全で数も多いことを報告している。本研究においても、両自然栽培圃場の植物根の形態は、対照圃場と比較して植物根長および根直径が大きくなり、次表層で根量が有意に高くなった。従って、自然栽培を行うと根長および根量が増加することが明らかとなった。

2-4-8 内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合

成田の自然栽培圃場と対照圃場の共生菌観察結果を表 2-12 に示した。また、自然栽培および対照圃場の各深度から採取した根試料で観察された内生菌の感染構造 [微小菌核; microsclerotia (Mi)] と内生および外生菌糸を図 2-25 と図 2-26 に示した。

成田自然栽培圃場のネギ根のトリパンブルー染色根の観察から、ネギ根では、数種類の内生菌の感染構造が観察された (図 2-25)。内生菌感染率は、成田自然栽培圃場の A1 層 (10~15 cm) で最も高い感染率 (49.3 %) となった。また、Ap 層 (0~5 cm) から A2 層 (30~35 cm) まで内生菌の感染構造が確認された。一方、Bw1 層 (70~75 cm) では、感染構造が確認されず、感染率は 0 % となった (表 2-12, 図 2-25)。成田対照圃場では、下層土の細根量が非常に少なかったため、表層のみの観察となった。内生菌感染率は、Ap 層で 30.0 % となり、自然栽培圃場のネギ根と同程度の感染率となった (表 2-12, 図 2-26)。さらに、感染構造は認められないが、根に菌糸が観察された交点数を計測し、菌糸観察割合とした。菌糸観察割合についても、内生菌感染率と同様の傾向を示し、自然栽培圃場の A1 層で 55.3 % と最も高い値となり、成田自然栽培圃場の Ap1 層から A2 層まで菌糸が観察された。また、Bw1 層では菌糸が観察されなかった。成田対照圃場の Ap 層は、菌糸観察割合が 52.7 % となり、成田自然栽培圃場と同程度の観察割合となった。アーバスキュラー内生菌根菌については、根圏付近に孢子や菌糸は確認できるものの、感染構造は観察されなかった。

植物根圏に生息している内生菌を含めた根圏微生物は、宿主根から土壤中に外生菌糸 (external hyphae) を伸長し、植物根が利用可能な土壌範囲よりもさらに離れた領域まで「菌根圏 (mycorrhizospheres)」を形成する (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。外生菌糸は、根が伸長できない土壌の細かな割れ目でも貫入することができるため、宿主植物は外生菌糸によって養分吸収範囲が拡大する (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。さらに、菌糸は、植物が生産することができない有機物分解酵素やキレート作用を持つ酵素などを生産することが可能であるやめ、これらの様々な酵素が養分を溶出させて植物による吸収を助けている可能性もある (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。Mäder et al. (2002) は、有機農法で栽培した植物根の菌根感染率が高くなり、菌根の感染した植物根の根長が慣行圃場よりも 40 % 長くなったことを報告した。本研究においても、自然栽培圃場で内生菌の感染と外生菌糸が表層から 35 cm まで観察され、根長と根量も高い値となった。また、成田圃場では、根量が最も高い A1 層で内生菌感染率と外生菌糸の観察割合も高くなった。従って、

自然栽培圃場では、対照圃場よりも、表層から次表層の根の根圏で生息する内生菌等によって、植物根の養分吸収可能領域が拡大している可能性が示唆された。

2-5 まとめ

日本における自然栽培が土壌の諸性質に及ぼす影響について、以下のことが明らかとなった。

- 1) 自然栽培圃場では、一般的に農耕地に形成する耕盤層が形成されておらず、透水性は良好であった。さらに、細根が伸長可能な根群有効良好土層が恵庭圃場で 75 cm、成田圃場で 87 cm となり、厚い根群有効良好土層が認められた。
- 2) 土壌化学性は、恵庭、成田ともに自然栽培圃場と対照圃場間に有意な差は認められなかった。
- 3) 日本の統一的土壌分類体系—第二次案—（日本ペドロジー学会, 2003）による土壌分類より、恵庭自然栽培圃場と恵庭対照圃場は埋没腐植質未熟黒ぼく土、成田自然栽培圃場と成田対照圃場は典型アロフェン黒ぼく土となった。
- 4) 土壌生物性について、自然栽培圃場の土壌微生物バイオマスおよび土壌酵素活性は、対照圃場と比較して高くなり、有機農業や自然栽培の先行研究と同様に土壌生物性が高いことが明らかとなった。特に、土壌微生物バイオマス C 量とプロテアーゼ活性量において、自然栽培圃場が対照圃場と比較して有意に高くなった。
- 5) 土壌微細形態では、恵庭と成田の両自然栽培圃場の表層と次表層で小粒状構造、下層で海綿状構造が発達していた。また、小粒状構造と海綿状構造ともに、孔隙率とフラクタル次元の高い構造であった。
- 6) 恵庭と成田の両自然栽培圃場の土壌薄片中には、植物根残渣や菌糸が観察された。また、恵庭圃場の表層から次表層では土壌動物の排泄物ペドフィーチャーが観察された。さらに、それらの基本有機組成分とペドフィーチャーは自然栽培圃場で対照圃場と比較して多く観察された。
- 7) 恵庭の自然栽培圃場で栽培されたミニトマトと成田の自然栽培圃場で栽培されたネギの根の形態は、各対照圃場よりも長くなる傾向があった。また、自然栽培圃場では、次表層の細根量が有意に高かった。
- 8) 自然栽培圃場では、成田圃場では Ap~A2 層（0~30 cm）の深度の細根に内生菌の感

染構造と菌糸が観察された。また、Bw1 層（70～75 cm）の深度では、内生菌の感染構造が確認されなかった。

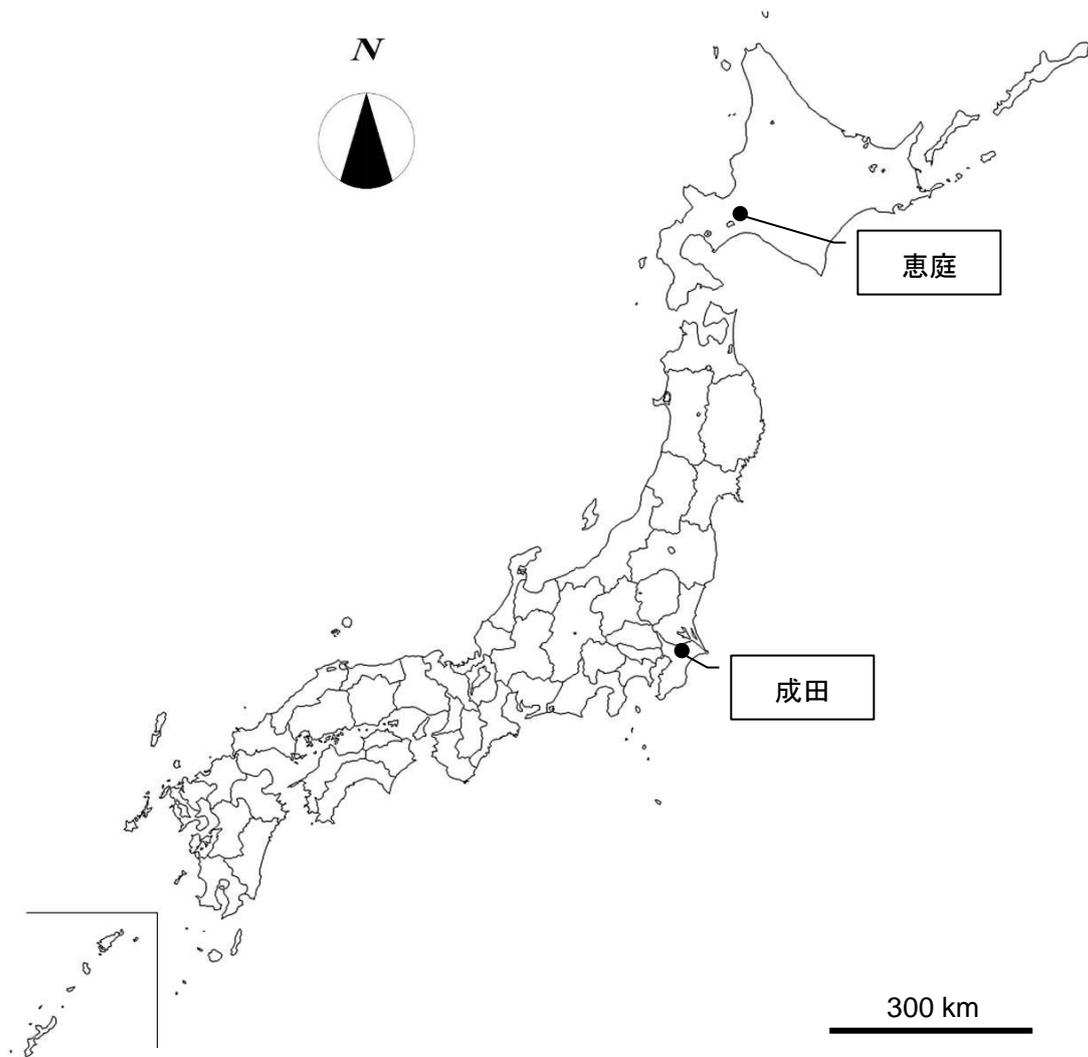


図 2-1 調査地の位置

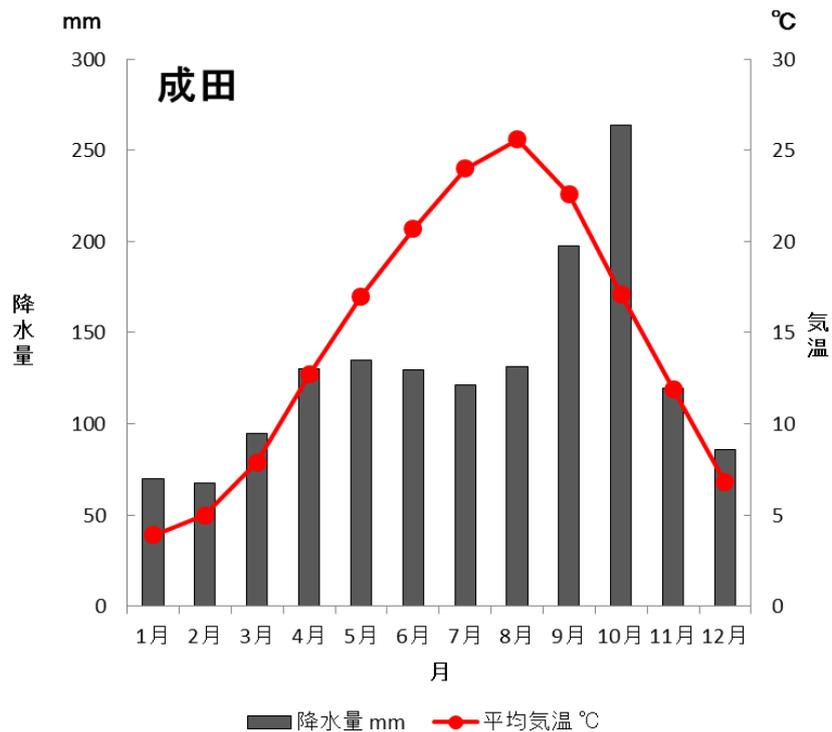
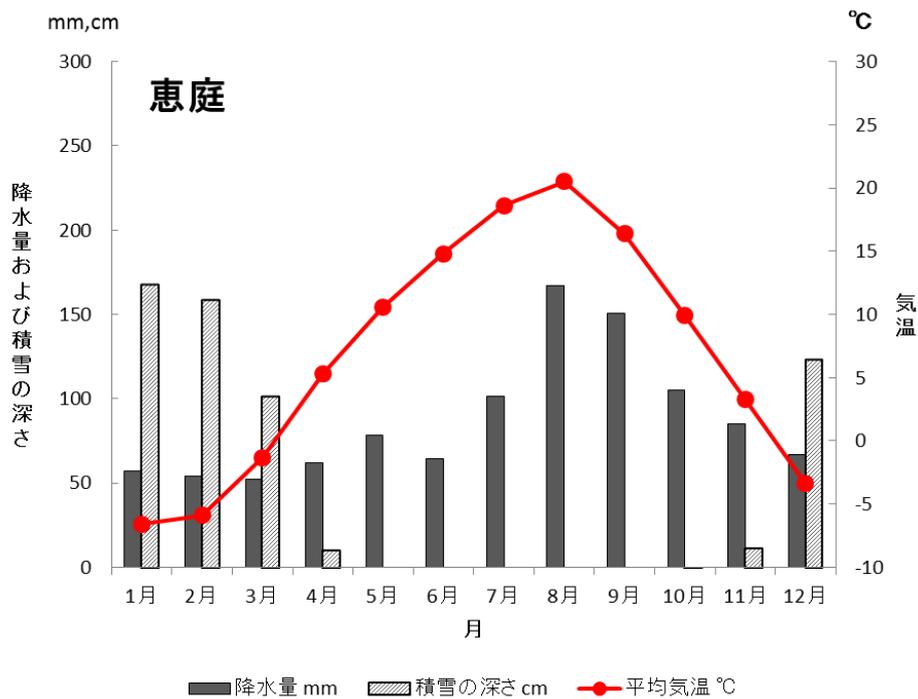


図 2-2 調査地における月別降水量・積雪の深さおよび月平均気温
 恵庭：気象庁，2015a. 過去の気象データ，恵庭島松，1981-2010，平均値(年・月ごとの値)
 成田：気象庁，2015b. 過去の気象データ，成田，2003-2010，平均値(年・月ごとの値)
 (2012年12月10日 引用・改変)



図 2-3 北海道恵庭市調査圃場周辺の地図および航空写真（地図：国土交通省国土地理院、2万5千分1地図情報閲覧サービスより引用・改変；2012年12月10日）
 （航空写真：Google マップ <https://maps.google.co.jp/>より引用・改変；2012年12月10日）

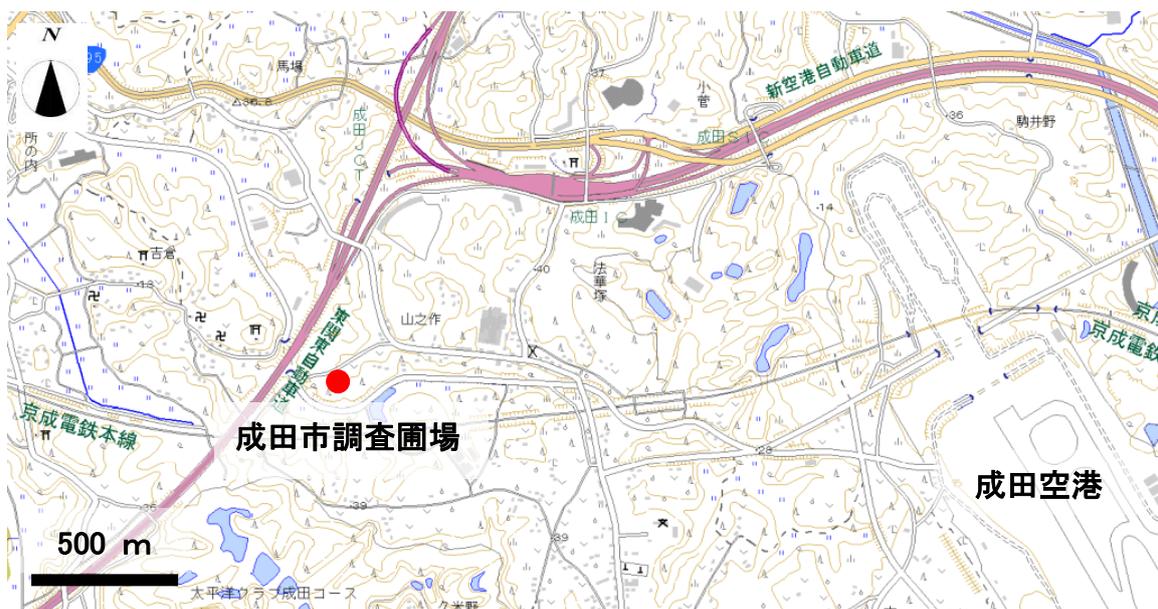


図 2-4 千葉県成田市調査圃場周辺の地図および航空写真

(地図：国土交通省国土地理院，2万5千分1地図情報閲覧サービスより引用・改変)

(航空写真：Google マップ <https://maps.google.co.jp/>より引用・改変；2012年12月10日)

表 2-1 調査圃場の概要

項目	単位	恵庭			成田
		自然栽培	対照	自然栽培	
自然栽培歴	(年)	56	—	41	—
圃場面積	(a)	18	10	25	20
耕耘深度	(cm)	10	40	10	20
耕耘機械		ロータリープラウ	はつ土板プラウと ロータリープラウ	ロータリープラウ	ロータリープラウ
マルチ		雑草と作物残渣	作物残渣	トウモロコシの茎	落ち葉堆肥
マルチ投入量 (乾物重)	(kg ha ⁻¹)	0.4	0.3	0.4	1.0
マルチの炭素量及び窒素量		TC: 35.0%; TN: 2.4%; C/N比: 15; 水分含量: 41.6%	TC: 35.3%; TN: 1.9%; C/N比: 18; 水分含量: 80.3%	TC: 38.9%; TN: 1.7%; C/N比: 23; 水分含量: 59.6%	TC: 35.8%; TN: 2.0%; C/N比: 18; 水分含量: 27.2%
化学肥料		不使用	不使用	不使用	窒素, リン酸, カリ混合肥料
化学肥料投入量	(t ha ⁻¹)	0	0	0	0.5
化成肥料に含まれる窒素, リン酸, カリの量	(kg ha ⁻¹)	0	0	0	アンモニア性窒素: 70; 可溶性リン酸: 70; 水溶性カリ: 70
種子		自家採種の種子	市販の種子と苗	自家採種の種子	市販の種子と苗



ウリ等	キュウリ, ウリ等	ミカン	物置	ミカン等
	トマト			
ニンジン, ムギ等	ピート	ナス等	物置	レタス
	サトイモ	水菜, ニラ等		インゲン
ダイコン, ムギ等	ジャガイモ	トマト, イチゴ等	種取区	キュウリ
	ネギ (41年間連作区)	スイカ等		ナス
トウモロコシ, ムギ等	ネギ	サトイモ	ネギ	ジャガイモ
	小松菜, ベビーリーフ等	カボチャ	小松菜, ベビーリーフ等	ササゲ (41年間連作区)
	ピーマン	花壇	ピーマン	ナス等
	種取区	種取区	種取区	花壇

図 2-6 成田自然栽培圃場の圃場見取図。点線はビニールハウスの示す。ネギとササゲは連作・自家採種、それ以外の区画は夏作と冬作で栽培作物が異なる。本図は 2010 年 6 月時点での圃場見取図である。黄色で示した区は対象圃場で、赤の長方形は土壌断面調査地点を示し、赤の矢印は観察した土壌断面の方向を表す。



図 2-7 恵庭自然栽培圃場の景観と自然栽培のミニトマト。
品種は、坂本一雄氏が約 10 年自家採種を行った固定種である。
固定種は「北の雫ミニ」と命名された (木村, 2008)。



図 2-8 成田自然栽培圃場の景観と自然栽培のネギ。
ネギは自家採種を 41 年間続けた在来品種である。

表 2-2 調査圃場の平均乾物収量

地点	圃場	平均乾物収量 (t 10a ⁻¹ 作 ⁻¹)	作物	品種
恵庭	自然栽培	0.32	ミニトマト	北の零ミニ (自家採種)
	対照	0.26	ミニトマト	ベリースイート (市販苗)
成田	自然栽培	0.42	ネギ	在来品種 (自家採種)
	対照	0.20	ネギ	在来品種 (近所の農家から譲与)

表 2-3 調査圃場の土壌断面調査結果

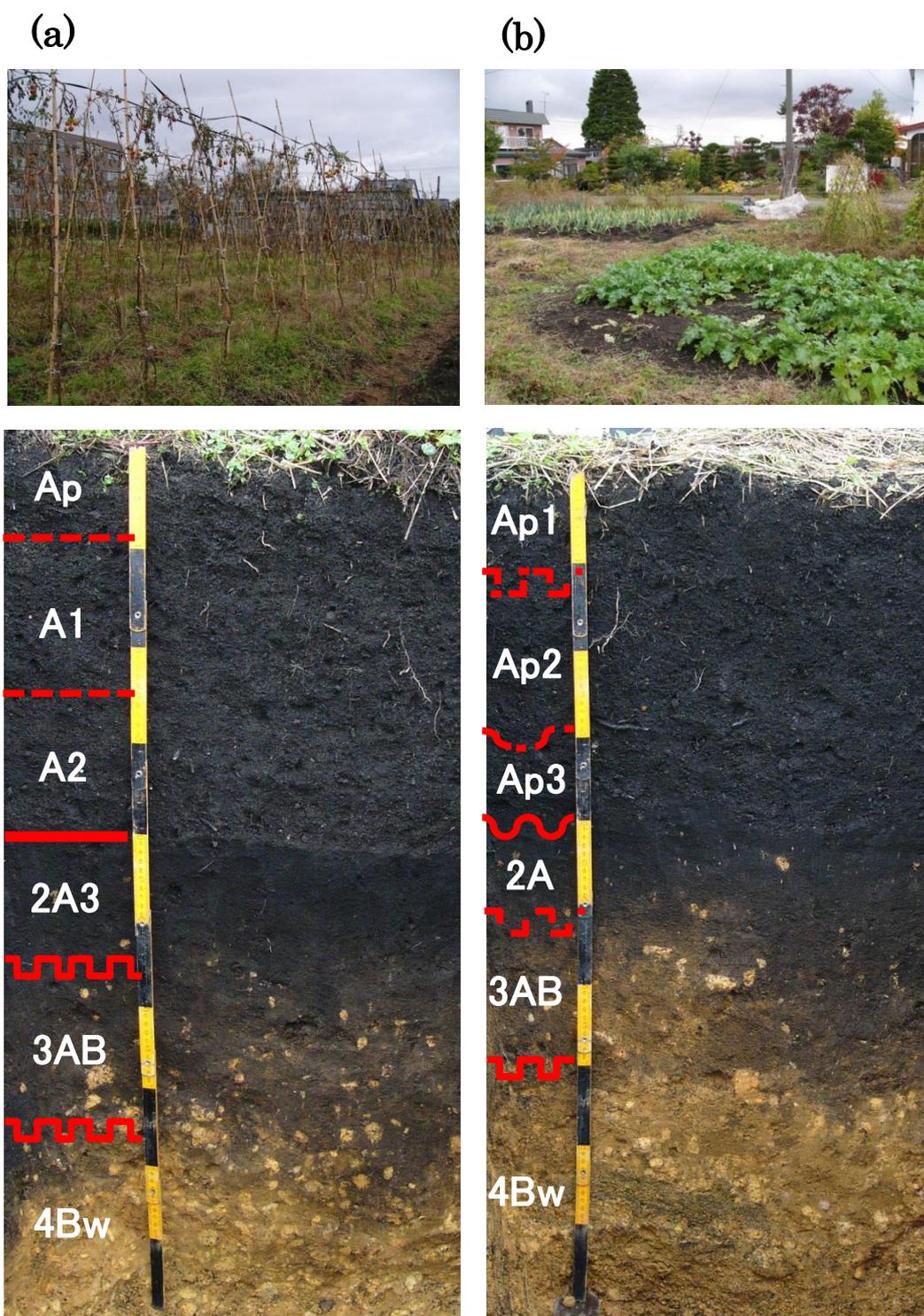


図 2-9 恵庭自然栽培圃場(a)と恵庭対照圃場(b)の景観および土壌断面写真
土壌層位名及び層界の記号は付録 (p. 195) を参照。

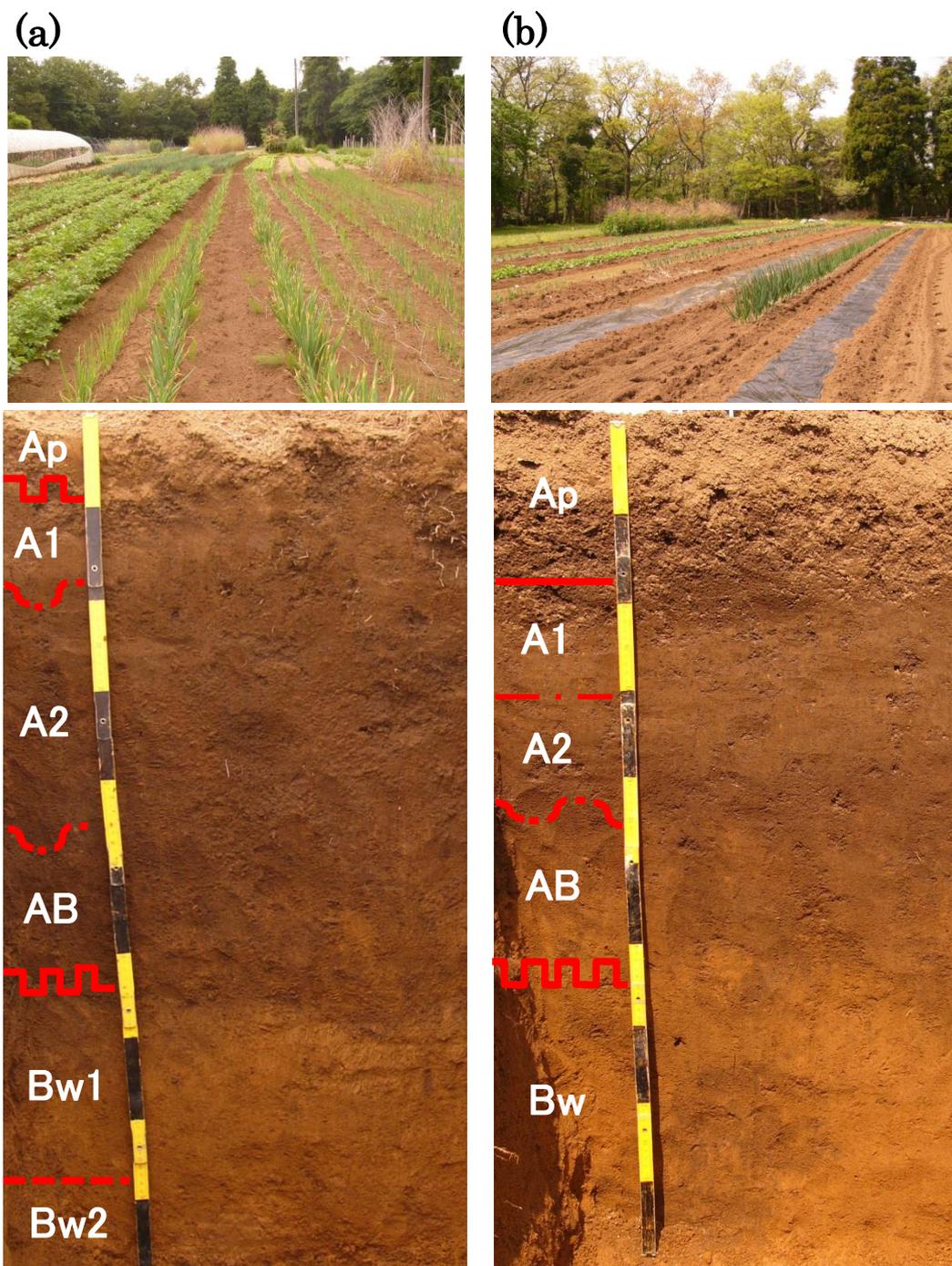


図 2-10 成田自然栽培圃場(a)と成田対照圃場(b)の景観および土壌断面写真
土壌層位名及び層界の記号は付録 (p. 195) を参照。

表 2-4 調査圃場の土壌物理性

表 2-5 調査圃場の粒径組成および火山ガラス含量

表 2-6 調査圃場の土壌化学性

表 2-7 調査圃場のリン酸吸収係数および酸性シュウ酸抽出 Al, Fe, Si の分析結果

表 2-8 調査圃場の土壌生物性

図 2-11 全炭素量 (TC) と CEC の関係

図 2-12 粘土含量と CEC の関係

図 2-13 恵庭と成田圃場の表層土壌の全炭素量 (TC) と
土壌微生物バイオマス炭素量の関係

表 2-9 患庭圃場の土壌微細形態

表 2-10 成田圃場の土壌微細形態

図 2-14 恵庭圃場の土壌微細形態 (スケールは 3.0 mm)。

図 2-15 恵庭圃場における土壌薄片の二値化画像（空白は孔隙；スケールは 3.0 mm；しきい値は 125）。

図 2-16 成田圃場の微細形態 (スケールは 1.0 mm)。

図 2-17 成田圃場における土壌薄片の二値化画像（空白は孔隙；スケールは 1.0 mm；しきい値は 125）。

図 2-18 恵庭圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ e とその長さを単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 $N(e)$ との関係

⋮
⋮
⋮

⋮
⋮
⋮

⋮
⋮
⋮

図 2-19 成田圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ ϵ とその長さを単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 $N(\epsilon)$ との関係

表 2-11 調査圃場での土壌微細構造のフラクタル次元

図 2-20 恵庭圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分およびペドフィーチャー
(a) 根の器官残渣(R) (自然栽培圃場 Ap 層), (b) 菌糸組織(Pc) (自然栽培圃場 Ap 層), (c) 細胞残渣(Cr) (自然栽培圃場 Ap 層), (d) 根の器官残渣(R)内部に分布する新鮮排泄物ペドフィーチャー(Ie) (自然栽培圃場 A1 層), (e) 団粒間孔隙にランダムに分布する老化した排泄物ペドフィーチャー(Ae)および有機色素(Op) (自然栽培圃場 A1 層), (f) 土壌動物(ヒメヤスデ科) (自然栽培圃場 Ap 層)

図 2-21 成田圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分およびペドフィーチャー
(a) 炭化物(C) (自然栽培圃場 Ap 層), (b) 根の器官残渣 (自然栽培圃場 Ap 層), (c) 根の器
官残渣 (自然栽培圃場 Ap 層), (d) 菌糸組織(Pc) (自然栽培圃場 Ap 層), (e) 根の器官残渣周
辺に集中分布する孢子(Sp) (対照圃場 A1 層), (f) 非晶質の赤色ノジュール(An) (自然栽培圃
場 Ap 層)

【恵庭 自然栽培】



【恵庭 対照】



図 2-22 恵庭圃場で栽培されたミニトマトの根の形態 (写真左: 自然栽培圃場, 写真右: 対照圃場; 2012 年 10 月 17~18 日採取)



図 2-23 成田圃場で栽培されたネギの根の形態
 (写真左: 自然栽培圃場, 写真右: 対照圃場; 2012 年 9 月 17 日採取)

図 2-24 成田圃場におけるネギの土壌層位ごとの植物根量
 **: 有意水準 1% で同一層位における圃場間に有意差あり
 [スチューデントの t 検定 (両側検定)].

表 2-12 成田圃場のネギ根における内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合

図 2-25 成田自然栽培圃場のトリパンブルー染色したネギ根。(a) 0~5 cm, (b) 0~5 cm で観察された内生菌の感染構造 (Microsclerotia; Mi) と菌糸 (Fungal filament; F)。(c) 10~15 cm, (d) 10~15 cm で観察された内生菌の感染構造 (Mi)。(e) 30~35 cm, (f) 30~35 cm で観察された内生菌の感染構造 (Mi)。(g) 70~75 cm, (h) 70~75 cm の根の拡大写真 (感染構造なし)。スケールは左: 0.3 mm, 右: 0.15 mm。

図 2-26 成田対照圃場のトリパンブルー染色したネギ根。
内生菌の感染構造 (Microsclerotia; Mi) と菌糸 (Fungal filament; F) が観
察される。スケールは上: 0.3 mm; 下: 0.15 mm。

第3章 ブラジルにおける高収量自然栽培圃場の土壌特性

3-1 はじめに

前章では、日本における自然栽培が土壌の諸性質に与える影響を調査し、対照圃場と比較して、土壌物理性と生物性が有意に向上していることが明らかとなった。しかし、一般的に日本に分布する黒ぼく土は、世界の土壌分類の中でも肥沃性が高く、物理性に優れた土壌である (IUSS Working Group, 2014)。従って、第2章で明らかにした自然栽培圃場の物理性の特徴、特に土壌微細形態学的特徴が黒ぼく土壌以外の土壌においても共通に認められるかを明らかにする必要がある。

ブラジル連邦共和国 (ブラジル) は、南アメリカ大陸に位置し、国土面積が 8,514,876,599 km² で、国土面積の内、耕作地 5 %、恒久的な栽培地 1 %、恒久的な放牧地 22 % を含む耕作面積の多い国である (FAO, 2015)。2014 年には、耕作地 47,329 百万 ha から 119,294 百万トンの穀物 (主にダイズ、トウモロコシ、コメ、マメ、コムギ) が収穫されるなど、世界の食糧生産拠点としても非常に重要である。しかし、ブラジルに分布する土壌は、主に Ferralsols や Acrisol である (FAO, 2015)。Ferralsols に分類される土壌の特徴は、強い風化作用を受けた赤色ないし赤黄色土壌で、カオリナイト、アルミニウムおよび鉄の酸化物などの粘土鉱物を主体としており、塩基類に乏しく肥沃性は低い (IUSS Working Group, 2014)。農業生産地域として重要なブラジル中央高原に位置するセラードでは、人為的な営農活動により、土壌劣化が進行し、生物多様性が減少している (Klink and Machado, 2005)。また、ブラジルでは水食によって、年間 8 億トンの土壌が侵食しており、土壌流亡はさらに増加することが予想されている (Merten and Minella, 2013)。従って、将来の食糧生産拠点として重要なブラジルの土壌を調査することは重要である。

ブラジルサンパウロ州スザノ地区に、無農薬、無化学肥料、無動物性堆肥で高 C/N 比の生のヒラタケ廃菌床を圃場に投入するのみの栽培管理で、2010 年から 2012 年までの圃場全体の年の平均推定収量が約 56.5 t ha⁻¹ となった圃場が存在する (Oda et al., 2014) (図 3-1)。その際の圃場全体の年の平均推定収量の算出には、出荷上位 5 作目の出荷割合 (レタス: 46 %、キャベツ: 23 %、ハクサイ: 7 %、ダイコン: 5 %、カリフラワー: 4 %) を用いている。Oda et al. (2014) によると、同様の出荷品目割合で算出されたブラジルの慣行圃場の平均推定収量は 13.0 t ha⁻¹ となり、上記栽培圃場の年平均推定収量はブラジルの慣行圃

場の年平均推定収量よりも高いことを報告した。さらに、2012年にスザノ地区のヒラタケ生廃菌床投入圃場を調査し、2010年から生のヒラタケ廃菌床を投入して3年間で表層の土壌物理性が改善し、遊離形態のATPが最表層で11倍高いことを明らかにした(Oda et al., 2014)。従って、本研究における、黒ぼく土壌に属さない高収量自然栽培圃場の研究対象として、上記のブラジルサンパウロ州スザノ地区のヒラタケ生廃菌床投入圃場は適切であると考えられる。

本章では、ブラジルにおけるヒラタケ生廃菌床のみを施用する自然栽培が土壌の一般理化学性、生物性および土壌微細形態に与える影響を明らかにすることを目的とした。

3-2 キノコ廃菌床による土壌改良に関する先行研究

キノコ産業は世界各国で発展しているが(Rinker, 2002; Socol and Vandenberghe, 2008)、キノコ廃菌床の処理が問題となる。廃菌床の処理には多額のコストがかかるため、農地への有機物資材または堆肥としての利用、苗床の資材、家畜の敷き床、燃料、汚染土壌へのバイオレメディエーション資材などの有効活用の方法が考案されている(Rinker, 2002; Zhang et al., 2012)。廃菌床は、木質チップ、オガ屑、草、ワラ、トウモロコシの茎などのようなリグノセルロース資材を原料とする(Guo et al., 2001a; Zhang et al., 2012)。従って、キノコ生廃菌床は、土壌改良として良い有機物資材と考えられている(加藤ら, 2013)。

数報の先行研究では、堆肥化させてC/N比を20以下にしたキノコ廃菌床堆肥を投入した圃場の土壌の物理性、化学性、生物性について報告している。化学性については、有機炭素含量(OC)、全窒素量(TN)、EC、無機態N、可給態リン酸、水溶性および交換性塩基が土壌表層で高くなったことが挙げられている(Medina et al., 2012; Guo et al, 2001b; Curtin and Mullen, 2007; Peregrina et al., 2012)。廃菌床堆肥投入圃場の200 cm下層について、EC、水溶性OC、水溶性Cl⁻、NO₃⁻、Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺が高くなることが明らかとなった(Guo et al, 2001b)。Stewart et al. (1998a)は、硝酸態Nの廃菌床からの放出速度は緩やかであることを報告し、その理由を廃菌床中の有機態Nの無機化が緩やかであることに起因しているとしている。物理性については、廃菌床堆肥の投入により、表層土壌(0~15 cm)での容積重の減少、表層のクラストやクラック形成の減少、透水性や保水性の増加が報告された(Stewart et al. 1998b)。さらに、土壌団粒の安定性の増加も報

告されている (Stewart et al., 1998b; Curtin and Mullen, 2007)。生物性については、Medina et al. (2012) がホスファターゼの活性の増加を報告している。

一方、堆肥化していない生のキノコ廃菌床の投入に関する先行研究では、シイタケ (*Lentinula edodes*; C/N 比 35.9; 原材料は広葉樹の木質チップやオガ屑) と ツクリタケ (*Agaricus bisporus*; C/N 比 11.4~17.0; 原材料は穀草類のワラ) の投入によって、OC, TN, 無機態 N, 可給態 N, 交換性塩基, CEC が増加し、土壌硬度が減少し、孔隙率や土壌生物の活性量 (微生物バイオマス C と β -グルコシダーゼ) が増加したことが報告された (加藤ら, 2013; Peregrina et al., 2012)。Oda et al. (2014) は、遊離形態の ATP の増加を報告した。加藤ら (2013) は、生のシイタケ廃菌床の投入によって作物収量が増加したことを報告し、その要因について、廃菌床の緩やかな無機化が植物の生長に合っているためと考察している。土壌微生物、特に糸状菌類は、土壌団粒の発達に寄与する (Tisdall and Oades, 1982)。また、生の廃菌床の投入は、土壌下層土の環境を変えることが Guo et al. (2001b) の研究で報告されているが、下層土の土壌物理性や土壌構造の発達に関して報告した論文は少ない。従って、本章において、下層土を含めた土壌微細形態観察を行うことは意義深い。

3-3 調査圃場の概要

調査地点は、ブラジルサンパウロ州の東部に位置するスザノ地区である (図 3-2)。気候は、ケッペンの気候区分で海洋性気候 (Cfb) に属し、年降水量は 1545 mm で、年平均気温は 17.7 °C である (Climate-Data.Org, 2015c) (図 3-3)。また、4 月~9 月までが乾季、10 月~3 月までが雨季にあたる。地質は先カンブリア時代の片麻岩と結晶片岩である (Fujieda et al., 1997)。調査地点は、標高 750~790 m に位置し、微地形は丘陵地緩斜面中部である。

調査圃場は、ヒラタケ生廃菌床を施用している圃場 (廃菌床圃場; S 23°36'58.8", W 46°17'12.9") と廃菌床を施用していない圃場 (対照圃場; S 23°37'10.0", W 46°17'14.6") の 2 地点を選定した (図 3-4)。調査圃場の概要は表 3-1 にまとめた。廃菌床圃場の農場総面積は 7.11 ha で内実際に管理している圃場面積は 2.30 ha である。対照圃場の農場総面積は 13.7 ha で内実際に管理している圃場面積は 2.01 ha である。廃菌床圃場は、Tsutomu Nakamura 氏と Masue Nakamura 氏、対照圃場は Masao Koga 氏と Mitsu Koga 氏によ

って経営されている。廃菌床圃場では、約 $15\sim 20\text{ t ha}^{-1}\text{ crop}^{-1}$ の生のヒラタケ廃菌床 [水分含量は 61.8 %; Sitio TKM 産; 原材料はアメリカ松のチップ (TC, 427.5 g kg^{-1} ; TN, 2.1 g kg^{-1} ; C/N 比, 208.8) (図 3-5)] を、表層約 10~15 cm に一律にロータリー機 (YANMAR 1155, 55 馬力; YANMAR 1250, 50 馬力) で 2008 年から投入している (図 3-6)。その他の農薬や化学肥料 (窒素, リン酸, カリなど), 動物性堆肥, pH 調整剤, 鉍物資材など, 生のヒラタケ廃菌床以外は一切投入していない。種子や苗は購入しており, 主要栽培作物は, レタス, キャベツ, ハクサイ, ダイコン, カリフラワーを栽培している (Oda et al., 2014)。2010 年から 2012 年の 3 年間の圃場全体の年平均推定収量は, 56.5 t ha^{-1} で, ブラジルの慣行圃場の標準的な年平均収量 (13.0 t ha^{-1}) の約 3 倍である [出荷上位 5 作目のレタス (出荷割合: 46 %), キャベツ (23 %), ハクサイ (7 %), ダイコン (5 %), カリフラワー (4 %) で算出] (Oda et al., 2014)。除草は草刈り機で定植後から収穫までの期間に数回行う。また, 乾季においても灌漑は行っておらず, 給水は, 苗を定植する際に定植する箇所に 1 回, 苗を定植後に再度, 種子の場合は約 1 週間後に再度 1 回の合計 2~3 回行うのみである (図 3-6)。定植の前後 2 回の合計で約 $500\text{ l }100\text{ m}^{-2}$ の水が圃場に供給される。対照圃場の主要な栽培作物は, トウモロコシとブロッコリーで, 生のキノコ廃菌床やその他の堆肥の施用はなく, pH 調整のために炭酸カルシウムをわずかに施用している。それ以外の化学肥料の施用や除草剤および農薬の散布はほとんど行っていない。耕耘は, ロータリー機 (MASSEY FERGUSON 265, 65 馬力) で表層約 15~20 cm を耕耘する。対照圃場の灌漑はなく, 天候を見ながら播種, 定植を行う。

3-4 分析方法

3-4-1 調査圃場の収量

廃菌床圃場と対照圃場における単位面積あたりの乾物収量を算出した。廃菌床圃場と対照圃場で比較する作物は, 廃菌床圃場で最も出荷割合の高い結球レタス (グレイス; アメリカ品種) を選択した。2014 年 7 月 7~8 日に葉の大きさが約 5~7 cm 苗の状態 で定植し, 試料の採取は 2014 年 9 月 16 日の出荷時期に各圃場からランダムに 3 個体ずつ採取した (図 3-7)。可食部のみを選び分けて細かく細断し, $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ で 3 日間乾燥させた。乾燥後の重量を測定し, レタス一個体当たりの乾物重量を算出した。さらに, 単位面積当たりで栽培されている栽植密度から, 一作当たりにおける単位面積当たりの平均乾物収量 ($\text{kg }10\text{ a}^{-1}\text{ 作}^{-1}$)

を算出した。作物密度は、160 cm（畝と畝間長さ）×90 cm（レタス3個体分の株間）で計算した。

3-4-2 土壌断面調査と試料採取

調査圃場において、2012年11月19～20日に土壌断面調査および理化学性分析と土壌微細形態観察の試料採取を行った。土壌断面調査は、土壌調査ハンドブック・改訂版（日本ペドロロジー学会, 2010）に従った。廃菌床圃場と対照圃場の土壌断面調査地点を図3-4に示した。2圃場の土壌断面調査地点間の直線距離は約350 mである。廃菌床圃場の土壌断面調査地点は西向きの丘陵地緩斜面（N 49° W, 傾斜角度 4°）の中部に位置し、標高は755 mで侵食はない。対照圃場の土壌断面調査地点は丘陵地平坦面（N 39° W, 傾斜角度 2°）の中部に位置し、標高は781 mで侵食はない。土壌緻密度の測定には、山中式土壌硬度計（Daiki, DIK-5553）を用いた。各調査断面において、深さ1 mまでの範囲で各層位から土壌試料を採取して混合し、風乾させ、礫と植物根を取り除いた後2 mmの篩に通して、化学性分析に供した。また、物理性の測定試料について、Ap1層（0～5 cm）、Ap2層（15～20 cm）、Bw1層（45～50 cm）、Bw2層（70～75 cm）の不攪乱土壌試料を100 ml容ステンレスコアサンプラーを用いて各層位3連で採取した。土壌微細形態について、物理性と同様の層位から大きさが3～5 cmのペッドをスチロール瓶に採取して土壌構造が崩れないように日本に持ち帰り、帰国後、ペッドの中から各層位3ペッドを選択して土壌薄片の観察に供した。

生物性分析試料の採取は、2015年3月24～26日に行った。生物性の分析について、深さ1 mまでの範囲で各層位から生の土壌試料を同じ断面の層位の3箇所から採取した。試料採取は帰国日の1～3日前に採取し、帰国後、礫と粗大な植物根を取り除いて2 mmの篩に通し、冷蔵庫（4 °C）に保管したものを2週間以内に測定に使用した。

3-4-3 ヒラタケ生廃菌床の分析

廃菌床分析用の試料は、70 °Cで3日間乾燥させたものを使用した。乾燥した生ヒラタケ廃菌床（生廃菌床）の形態を明らかにするために、前章の「2-3-5 土壌薄片の作製と記載」で記述した方法と同様に土壌薄片を作製し、偏光顕微鏡（オリンパス製、BH-2型）で観察した。さらに、詳細な形態を分析するため走査型電子顕微鏡（SEM, 日立製; S-4200）で観

察した。生廃菌床の化学性については、全炭素量 (TC), 全窒素量 (TN), C/N 比, pH(H₂O), pH(KCl)を分析した。土壌 pH の測定には、ガラス電極 pH メーター (東亜電波工業株式会社製, HM-26S 型) を使用した。TC, TN の測定には NC アナライザー (島津製作所製, SUMIGRAPH NC900 型) を用いた。生廃菌床の灰量とカルシウム, マグネシウム, カリウム濃度は、新・食品分析法に従って、乾式灰化法で行った (日本食品科学工学会, 1997)。粉末状にしたサンプル 2.0 g をるつぼに秤量し、250 °C の電気マッフル炉 (池田理化, MFP-300A) 中で煙が出なくなるまで予備灰化した。その後、マッフル炉の温度を 550 °C に上げ、5~6 時間保持して灰化を行った。マッフル炉の温度が 200 °C 近くまで冷却後、るつぼを取り出し、デシケーターで冷却後、重量を測定した。放冷後、灰を数滴の蒸留水で湿らせて炭素の粒が残っていないかを確認し、残っている場合は再灰化させた。20 % HCl 5 ml を加えて灰を溶解させ、ホットプレート上で蒸発乾固させた。蒸発残留物は 1 % HCl 20 ml を加えて、加熱しながら溶かした。あらかじめ加熱した 1 % HCl で洗浄したろ紙、漏斗および 100 ml メスフラスコを用いて、灰を溶解させた HCl 溶液をろ過した。るつぼの内部を希塩酸で加熱洗浄する操作をさらに 3 回繰り返した。20 % HCl 5 ml を加えて同様の操作を行い、先のメスフラスコにろ液を合わせた。冷却後、1 % HCl で 100 ml 定容し、測定用試料溶液を調節した。各測定用試料溶液を希釈後、原子吸光光度計 (日立製作所製, ZA-3300) で測定した。

3-4-4 一般理化学性分析, 生物性分析

土壌一般理化学性分析は、容積重, 透水係数, 粒径組成, TC, TN, pH(H₂O), pH(KCl), 交換性塩基量 (Exchangeable Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺), 陽イオン交換容量 (CEC), 硝酸態窒素, 可給態リン酸 (トルオーグ抽出) を分析した。土壌生物性は、微生物バイオマス炭素量, 微生物バイオマス窒素量, β-グルコシダーゼ活性量, プロテアーゼ活性量を分析した。分析方法は、第 2 章と同様である。物理性分析の反復は 3 連, 化学性分析は 2 連, 生物性分析は 3 連で行った。

3-4-5 土壌薄片の画像解析と蛍光顕微鏡による薄片中の菌糸の観察

土壌薄片の作製と記載, 画像解析, フラクタル解析は、第 2 章と同様の方法で行った。統計分析は、第 2 章と同様の方法で行った。

さらに、作製した薄片中の菌糸を観察するため、Maeda et al. (1999) の方法に準じ、蛍光染料 Mg-ANS (Magnesium 8-Anilino-1-naphthalenesulfonate; 東京化成工業株式会社) を用いて薄片を染色した。土壌薄片の表面に 10 mmol l⁻¹ Mg-ANS 溶液を塗布し、2 時間放置した。乾燥後蒸留水で余分な染色液を洗い流した後、共焦点蛍光顕微鏡 (オリンパス製, FV1000-D) で観察した。波長は、358 nm および 485 nm で行った。

3-4-6 植物根量調査, 内生菌の感染率と内生および外生菌糸の観察割合の算出

植物根量調査およびトリパンブルー染色根の観察には、結球レタス [グレイス (Grisie); アメリカ品種] を使用した。結球レタスは、廃菌床圃場と対照圃場ともに 2014 年 7 月 7~8 日に葉の大きさが約 5~7 cm の苗を定植し、2014 年 8 月 20~26 日に試料採取を行った。植物根の形態観察は、前章と同様に掘取り法 (Böhm, 1979) によって採取し、採取した根を水を張ったバットで水洗浄した後、観察を行った。結球レタスの根は、40×40 cm² の区画で深さ 20 cm まで採取した。さらに、掘取り法によって採取した根試料を 70 °C で 3 日間乾燥機によって乾燥させ、結球レタス根の乾物重量を測定した。植物根量の土壌の垂直断面における分布調査は、前章と同様に *Methods of Studying Root Systems* (Böhm, 1979) を参照して行った。試料の採取は、100 ml 容ステンレスコアを用いてコア法 (Böhm, 1979) で行った。土壌断面を形成し、各辺が 5 cm の格子に区切った 100 cm 四方の枠を設置し、各層 4 連でランダムに採取した (図 3-9, 表 3-3)。採取したコア試料中の根を水による根の洗い出し法 (Böhm, 1979) で洗い出した。コア内の試料を 1 l 容ビーカーにあげ、水を入れて攪拌後数秒間静止し、上澄みを 210 µm メッシュの篩に通過させて植物根および粗大な有機物を採取した。この作業を 5~10 回繰り返して植物根がなくなるまで行った。篩に採取された根と粗大な有機物を水中でピンセットを用いて取り分け、綺麗に洗浄した根を蒸発皿に移して 70 °C で 3 日間乾燥させた。乾燥試料は電子天秤 (Mettler Toledo 製, AT201) で重さを計測した。根の内生菌の感染率を計測するため、前章と同様にトリパンブルー染色法 (大場ら, 2006) を用いて行った。トリパンブルー染色の方法については、前章と同様の手順で行った。

3-4-7 統計解析

統計分析は、第 2 章と同様の方法で行った。土壌物理性と土壌生物性測定および薄片中

の孔隙面積割合から得られた値は、F 検定を用いて自然栽培圃場と対照圃場間で値が等分散しているか否かを検定した ($n=3$)。さらに、スチューデントの t 検定を用いて、有意水準 5%、1%、0.1% で両圃場間の平均値に有意差があるか否かを検定した。フラクタル次元 D について、第 2 章と同様に共分散分析によって回帰直線の傾きの差を検定した。有意水準はそれぞれ 5%、1%、0.1% で検定を行った。統計分析はエクセル (Microsoft Excel 2010) を用いて行った。

3-5 結果および考察

3-5-1 調査圃場の収量

各圃場の平均乾物収量は表 3-2 にまとめた。結球レタスの一個体当たりの乾物重量は、廃菌床圃場の方が対照圃場よりもわずかに高くなるが、有意な差は認められなかった (図 3-8)。また、平均乾物収量は、廃菌床圃場で対照圃場よりも若干高い値となった (表 3-2)。

3-5-2 ヒラタケ生廃菌床の特性

ヒラタケ生廃菌床 (生廃菌床) の微細形態写真を図 3-10、SEM 画像を図 3-11、化学性分析結果を表 3-4 に示した。微細形態観察から、生廃菌床は褐色の 0.5~2.5 mm の細かな木質断片から構成されていた。SEM による生廃菌床の観察から、廃菌床表面に多量の菌糸が観察された [図 3-11 (a)]。さらに、木質チップは菌糸によって繊維まで分解されていた [図 3-11 (b)]。廃菌床中に観察された菌糸は 1 種類であり、ヒラタケのものと考えられた。菌糸の直径は、2~3 μm で、菌糸にはヒラタケに特徴的に観察される突起器官 (droplets) (Thorn and Tsuneda, 1993) [図 3-11 (c)] やクランプ構造 [図 3-11 (d)] が観察された。従って、生のヒラタケ廃菌床には、易分解性の有機物と生きた状態のヒラタケ菌糸が多く含まれている。そのため、堆肥化していない生のヒラタケ廃菌床を圃場へ投入している廃菌床圃場では、易分解性有機物と生きた状態のヒラタケ菌が多量に土壌表層に投入されていることが示唆された。

$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ 、 $\text{pH}(\text{KCl})$ は、それぞれ 5.38 と 4.48 となり、弱酸性を示した (図 3-4)。TC は 442.8 g kg^{-1} 、TN は 14.4 g kg^{-1} で C/N 比は 30.9 となり、高 C/N 比となった (図 3-4)。本研究で使用したヒラタケ廃菌床は、アメリカ松の木質チップを原材料としており、アメリカ松の木質チップの TC は 427.5 g kg^{-1} 、TN は 2.1 g kg^{-1} であり、生廃菌床の TC と同じ

炭素含量であった。先行研究において、広葉樹の木質チップやオガ屑を原材料として栽培しているシイタケ生廃菌床の TC は 456.1 g kg^{-1} 、TN は 12.7 g kg^{-1} で C/N 比は 35.9 である (加藤ら, 2013)。一方、穀草類のワラを原材料としているツクリタケ生廃菌床の TC は $284\sim 379 \text{ g kg}^{-1}$ 、TN は $20\sim 29 \text{ g kg}^{-1}$ で C/N 比は 11.4~17.0 である (Peregrina et al., 2012)。ヒラタケ生廃菌床は同様に木質チップを原材料とするシイタケ生廃菌床の C/N 比と同様に C/N 比 30 以上となった。以上から、生のキノコ廃菌床の C/N 比は、原材料に依存しており、木質チップを原材料とする生キノコ廃菌床の C/N 比は高くなる傾向にあることが考えられた。

灰分量は、10.5 % となり、交換性塩基量は、 Ca^{2+} で $6.74 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、 Mg^{2+} で $16.62 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、 K^{+} で $9.33 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ となった (図 3-4)。

3-5-3 土壤断面形態と土壤物理性

土壤断面調査の結果を表 3-5 に、圃场景観および断面写真を図 3-12 に示した。廃菌床圃場と対照圃場では、A 層の厚さに違いは認められないが、土色に違いが認められ、廃菌床圃場の A 層は、対照圃場と比較して色調が 5YR から 7.5YR となり、Ap2 層の明度が 1 つ低下し黒色を呈した。土壤構造は、廃菌床圃場の Ap1 層で団粒が強度に発達していた。緻密度は、廃菌床圃場の Ap2 層と Bw1 層、対照圃場の Bw1 層で 22~23 mm と高くなり、下層にいくにつれて減少する傾向を示した。

土壤物理性分析の結果は図 3-6 に、粒径組成の結果は図 3-7 に示した。土壤物理性は、廃菌床圃場の Ap1 と Ap2 層において、容積重が対照圃場の Ap1 と Ap2 層と比較して有意に低い値となった。さらに、透水係数について、廃菌床圃場の最表層で対照圃場よりも有意に高い値となり、透水性が向上していた。従って、生廃菌床の投入は、表層土壤の団粒構造を発達させ、透水性を向上させることが明らかとなった。本研究の結果は、廃菌床の施用による表層土壤の容積重の減少や土壤団粒の安定性の増加を報告している Stewart et al. (1998b) や Curtin and Mullen (2007) の先行研究を支持するものであった。粒径組成は、両圃場ともに粘土含量が 43.7~67.9 % と高く、土性は全層で重埴土となった。

3-5-4 土壤化学性

土壤化学性の結果は、表 3-8 に示した。土壤 pH(H_2O) について、廃菌床圃場では、A 層

で弱酸性 (5.51~5.73) となり、下層にいくについて中性 (6.86~7.19) となる傾向を示した。一方、対照圃場では、表層で pH が 6.76~6.89 となり、下層にいくに従い酸性化し、廃菌床圃場と逆の傾向を示した。加藤ら (2013) は、シイタケ生廃菌床を施用した圃場において、pH(H₂O)がわずかに酸性化したことを報告しており、本研究の結果と類似した。また、3-4-1 の生廃菌床の pH(H₂O)が 5.38 と弱酸性であったことから、表層の酸性化は、廃菌床によるものと考えられた。対照区との pH の差が大きくなったのは、対照圃場で炭酸カルシウムを施用しているためと考えた。TC は、廃菌床圃場の Ap1 層で 67.9 g kg⁻¹、Ap2 層で 48.2 g kg⁻¹ となり、それぞれ対照圃場の 2.4 倍、1.7 倍高くなった。窒素についても同様の傾向を示し、廃菌床圃場の Ap1 層で 2.1 倍、Ap2 層で 1.6 倍対照圃場よりも高くなった。CEC についても TC と同様の傾向を示した。粘土含量土壌の CEC を担う陽イオンの交換部位は土壌有機物および粘土鉱物の交換基である(久馬ら, 1997)。TC と CEC の関係は、 $r = 0.824$ となり、有意水準 0.1 % で高い正の相関関係が得られた (図 3-13)。一方、粘土含量と CEC の関係は、有意水準 0.1% で高い負の相関関係が認められた (図 3-14)。従って、生廃菌床の投入による土壌有機物の増加によって、土壌の交換性陽イオン保持容量が増加することが明らかとなった。粘土含量と CEC の関係で負の相関関係が得られたことについて、粘土は風化が進むと、カオリン鉱物や鉄やアルミニウムの酸化物が生成される (日本粘土学会, 2009)。カオリン鉱物や鉄およびアルミニウムの酸化物は、熱帯・亜熱帯で主体となる粘土鉱物であるが、これらの粘土鉱物のもつ負荷電は少なく、CEC の値は小さくなる (永塚, 2014)。廃菌床圃場と対照圃場ともに下層にいくにつれ粘土含量が高く、CEC の値が低くなることから、下層土で表層よりもカオリン鉱物や鉄およびアルミニウムの酸化物などの低活性粘土が生成していることが考えられた。交換性塩基について、A 層では、Mg²⁺、Na⁺は廃菌床圃場、Ca²⁺は対照圃場で若干高い傾向を示したものの、両圃場間に顕著な差は認められなかった。一方、B 層では、廃菌床圃場で Ca²⁺、Mg²⁺が対照圃場と比較して高い傾向を示した。さらに、塩基飽和度について、廃菌床圃場では、AB~Bw3 層の下層で塩基飽和度が 100 以上になったが、対照圃場では、Ap1~A 層で 100 以上となり、表層から下層にかけて垂直断面で逆の傾向を示した。廃菌床から主に K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻、NO₃⁻などの陽イオンおよび陰イオンが溶出する (Guo et al. 2001a)。Guo et al. (2001b) によるアメリカ合衆国ペンシルニア州の Typic Hapludult の土壌における報告では、表層から 200 cm 下層において、EC、水溶性有機炭素、水溶性 K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺、

Cl⁻, NO₃⁻が4~20倍高くなり、溶脱傾向を示したことが報告されている。さらに、200 cm 下層における交換性 K⁺と Na⁺で顕著に増加傾向を示した一方、Mg²⁺はわずかに上昇し、Ca²⁺は減少したことを報告した。一般的に、一価の陽イオンは、二価の陽イオンよりも溶脱しやすい傾向がある（日本土壌肥料学会, 2001）。Guo et al. (2001b) の調査地点の降水量は 1157 mm で、本研究の調査地点の降水量の 1545 mm よりも降水量が低い。従って、本研究圃場と Guo et al. (2001b) の報告において、下層の交換性イオンの溶脱傾向に違いが認められた要因について、本研究では、海洋性気候で降水量の多い地点であり、古い時代から安定して存在している土壌のため、廃菌床から溶出された Na⁺, K⁺は、比較的早い段階で溶脱が進行し、それらの陽イオンよりも溶脱の進行が遅い Mg²⁺と Ca²⁺において、溶脱傾向が顕著に観察されたと考察した。さらに、本研究において、CEC は有機物の交換部位に依存している（図 3-13）。土壌腐植物質などの-OH の交換部位は変異価電であり、pH が酸性化すると、交換基に水素イオンが優先的に付加することにより、土壌中に吸着されていた Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺などの交換性塩基類が土壌溶液中に溶出したり、または保持されにくくなったりして溶脱が進行する。従って、廃菌床の投入による表層の弱酸性化は土壌中の交換性塩基の溶脱を進行させることが考えられた。さらに、土壌 pH が下層で高くなったが、これは、表層から溶脱した塩基類が下層に集積して pH(H₂O)が高くなったものと考えられた。

硝酸態窒素量の土壌断面の垂直分布について、廃菌床圃場では、Ap1 層で最も高く、Ap2 ~AB 層で一度低くなるが、Bw1 層で再度硝酸態窒素濃度が上がる傾向を示した（表 3-8）。一方、対照圃場では、A2 層で最も高い値を示し、下層にいくにつれ硝酸態窒素濃度が顕著に低くなる傾向を示した。廃菌床圃場と対照圃場間で比較すると、Ap1 層では廃菌床圃場の方が対照圃場よりもわずかに高くなるが、両圃場ともに 20.0~22.0 mg N kg⁻¹の範囲でほとんど差が認められなかった。Ap2 層では対照圃場の方が廃菌床圃場よりも高い傾向となった。一方、Bw1~Bw3 層の下層土では、廃菌床圃場の方が対照圃場よりも顕著に高い値となった。Guo et al. (2001b) は、廃菌床堆肥投入から 2 年後の下層土の硝酸態窒素濃度を分析し、120 cm の下層土で硝酸態窒素が溶脱していることを明らかにした。従って、本研究の廃菌床投入圃場において、硝酸態窒素が下層土に溶脱していることが考えられた。Stewart et al. (1998a) は、室内の培養試験において、廃菌床から放出される無機態窒素量は培養初期では少ないことを報告している。また、廃菌床の無機化速度は、同じ窒素含

量のグリシンや鶏の敷き藁よりも遅いことも明らかにした。Guo et al. (2001a) は、廃菌床堆肥の土壌中での風化に伴う化学性の変化をモニタリングし、硝酸態窒素は、廃菌床を投入してからの風化期間が短い段階では非常に少ない濃度であるが、アンモニア酸化細菌が増殖し、アンモニアが酸化されると硝酸態窒素が増加してくることを明らかにした。従って、廃菌床圃場の硝酸態窒素の濃度の増加は、廃菌床に直接含まれている硝酸態窒素ではなく、土壌中などに存在するアンモニア酸化細菌や硝化細菌に依存していることが考えられた。

トルオーグ抽出の可給態リン酸濃度は、廃菌床圃場の Ap1 層で対照圃場よりも約 3 倍高い値となった。一方、廃菌床圃場の Ap2 層と AB 層では、対照圃場の Ap2 層と A3 層と比較して低い値となった。Medina et al. (2012) は、廃菌床の投入により、0~30 cm の表層土壌の可給態リン酸（オルセン法抽出）の濃度が増加したことを報告しており、本研究の廃菌床圃場表層においても同様の結果が得られた。Medina et al. (2012) は、可給態リン酸は有機態リン酸によって補われていることを考察している。さらに、廃菌床の投入によってホスファターゼ活性量が増加したことも報告しており (Medina et al., 2012)、ホスファターゼによるリン酸の可給化も示唆される。一方、下層土 (Bw1~Bw3 層) は、廃菌床圃場と対照圃場ともに濃度は低く、顕著な差は認められなかった。Guo et al. (2001b) によると、水溶性リン酸の下層土への溶脱は認められなかったことが報告され、本研究についても同様の傾向を示した。

3-5-5 土壌分類

上述した土壌断面調査、一般理化学性および後述する土壌薄片観察の結果から、WRB (IUSS Working Group, 2014) を用いて土壌分類を行った。廃菌床圃場と対照圃場の両圃場の Bw1~Bw3 層を、粘土の下方方向への増加および薄片中で観察された配向性粘土皮膜から *argic* 層とした。両圃場の *argic* 層の CEC ($5.8\sim 9.4\text{ cmolc kg}^{-1}\text{ clay}$) は、 $24\text{ cmolc kg}^{-1}\text{ clay}$ 以下となった。廃菌床圃場の *argic* 層の塩基飽和度は 50 %以上となったが、対照圃場の *argic* 層の塩基飽和度は 50 %以下となった。従って、廃菌床圃場の土壌分類は、Chromic Lixisol、対照圃場の土壌分類は、Chromic Acrisol に分類された。

土壌分類において、廃菌床圃場と対照圃場で最初に決定される照合土壌群が異なった。土壌分類において 2 圃場間の照合土壌群が異なった要因は、下層土の塩基飽和度であった。

Lixisol は、粘土の活性度が低く、塩基飽和度の高い土壌である。一方、Acrisol は、粘土の活性度が低く、塩基飽和度の低い土壌である (IUSS Working Group, 2014)。また、アメリカの土壌分類体系である Soil Taxonomy (Soil survey staff, 2014) では、Lixisols は Alfisols に、Acrisols は Ultisols に含まれる (IUSS Working Group, 2014)。Lixisols と Acrisols とともに、熱帯、亜熱帯気候の地域において分布する (IUSS Working Group, 2014)。一般的に Alfisols は Ultisols よりも肥沃度が高いことが知られている (Brady and Weil, 2008)。従って、生廃菌床の土壌への施用は、下層土の塩基飽和度を向上させ、亜熱帯地域での農業において肥沃度を高めていることが明らかとなった。

3-5-6 土壌生物性

土壌生物性は表 3-9 に示した。微生物バイオマス炭素および窒素量は、廃菌床圃場の Ap1 と Ap2 層で対照圃場よりも有意に高い値を示した。微生物バイオマス炭素量では、廃菌床圃場の Ap1 層と Ap2 層で対照圃場よりもそれぞれ 2.9 倍、2.4 倍、微生物バイオマス窒素量では、2.2 倍高くなった。また、有意差はなかったが、微生物バイオマス炭素および窒素量において、Bw1 層で廃菌床圃場が対照圃場よりも高い傾向を示した。加藤ら (2013) は、シイタケ生廃菌床の圃場への投入により、表層 (0~15 cm) の土壌微生物多様性と活性が向上したことを報告したが、本研究でも同様の傾向が認められた。

3-5-7 土壌微細形態

3-5-7-1 廃菌床圃場の土壌微細形態学的特徴

廃菌床圃場の土壌微細形態を表 3-10、土壌微細構造の写真および画像を図 3-14 と図 3-15 にまとめた。土壌微細構造は、Ap 層 (0~5 cm) で発達中度の小粒状構造、Ap2 層 (15~20 cm) で発達強度の小粒状構造が観察された (表 3-10, 図 3-15, 図 3-16)。下層土は、Bw1 層と Bw2 層で発達中~強度の海綿状構造が認められた。Ap1 層と Ap2 層の小粒状ペッドの大きさは、Ap1 層は 0.02~2.5 mm, Ap2 層は 0.3~5.0 mm で、小粒状ペッド内部には多数の粗大な廃菌床残渣が内包されていた (表 3-10, 図 3-15)。全孔隙は薄片の 10.3 % (Ap1 層), 19.6 % (Ap2 層) を占め、小粒状ペッド間の複合パッキング孔隙が主な孔隙であった。Bw1 層と Bw2 層の海綿状構造は、軟粒状ペッドと小粒状ペッドからなり、軟粒状ペッドは薄片の約 50 %, 小粒状ペッドは薄片の約 5~15 % を占めていた。全孔隙は薄片の 19.8 %

(Bw1 層), 23.3 % (Bw2 層) の面積を占め, 主にチャンネルとバグであった。ペッド内部の c/f 相対分布は, 細粒質物質のグラウンドマス中にまばらに粗粒質物質が分布するダブルスペース・ポーフィリック c/f 相対分布を示した。

基本有機組成分の粗粒質画分について, Ap1 層と Ap2 層では主に廃菌床残渣が薄片の 20 ~ 30 % の面積割合で観察された [図 3-17 (b)]。また, 根器官残渣や組織残渣も観察された。Bw1 層と Bw2 層では, わずかに根器官残渣が観察された [図 3-17 (a)]。2 ~ 15 μm の菌糸組織が薄片中に 20 ~ 70 個体程度観察された [図 3-17 (c), (d)]。細粒質画分は, 褐色から黒褐色の有機質色素および黒褐色の点状物で, グラウンドマス中にランダムに分布していた [図 3-17 (e)]。また, Ap2 層では, 褐色の細胞残渣が薄片の 2 % の割合を占めて存在していた。ペドフィーチャーは, Ap2 層で, 黄褐色から褐色で大きさが 0.03 ~ 0.1 mm の新鮮排泄物ペドフィーチャーが, 廃菌床または器官残渣内部に集中的に分布していた [図 3-18 (a), (b)]。さらに, 暗褐色から黒褐色で大きさが 0.03 ~ 0.1 mm の老化した排泄物ペドフィーチャーが, 団粒や廃菌床残渣の周辺にランダムに分布していた [図 3-18 (c)]。また, 全層で, 黒褐色から黒色の典型非晶質ノジュールがグラウンドマス中に観察された。

3-5-7-2 対照圃場の土壌微細形態学的特徴

対照圃場の土壌微細形態は表 3-10, 土壌微細構造の写真および画像を図 3-15 と図 3-16 にまとめた。薄片中で観察された特徴的な基本有機組成分とペドフィーチャーは図 3-13 に示した。微細構造は, Ap1 層 (0 ~ 5 cm) の 1.0 cm の小粒状ペッド内部では, 壁状構造であった。Ap2 層 (15 ~ 20 cm) では発達弱度, Bw1 層 (45 ~ 50 cm) では発達中 ~ 強度の垂角塊状構造が占めていた。Bw2 層は, 発達弱度の海綿状構造であった。ペッドは, Ap1 層は小粒状ペッドが互いに大部分接合しており, 薄片の 95 % の面積を占めていた。全孔隙は薄片の 2.5 % であり, バグ孔隙であった。Ap2 層は, 部分的に接合している大きさが 0.8 ~ 1.5 mm の発達弱度の垂角塊状ペッドが薄片の 90 % を占めていた。全孔隙は, 薄片の 3.8 % を占め, 面状孔隙であった。Bw1 層は大きさが 0.8 ~ 5.0 mm の垂角塊状ペッドが薄片の大部分を占めていた。孔隙は面状孔隙とバグがみられ, 薄片の 8.8 % の面積を占めていた。さらに, Bw1 層の孔隙は, 大きさが 0.02 ~ 0.1 mm の微細粒団からなる連続疎の充填物が部分的に充填していた [図 3-18 (d)]。Bw2 層は, 発達弱度の軟粒状ペッドと発達弱 ~ 中度の小粒状ペッドからなる融合したペッドが薄片の 80 % の割合を占めていた。全孔隙は薄片の

12.8%の面積を占め、孔隙の形状は面状孔隙とバグであった。

基本有機組成分の粗粒質画分は、Ap1層とAp2層で、根器官残渣と組織残渣がわずかに観察された。さらに、Bw1層で直径10~15 μm の菌糸組織が薄片中に約10~20個体観察された。ペドフィーチャーは、全層で黒褐色から黒色の典型非晶質ノジュールがグランドマス中に観察された。さらに、Bw1層とBw2層でペド粒子を部分的に被覆した配向性粘土がわずかに観察された [図 3-18 (e), (f)]。

3-5-7-3 調査圃場の画像解析、フラクタル次元と蛍光染色による薄片中の糸状菌の分布

土壌薄片の画像解析について、全孔隙面積割合は、全層で廃菌床圃場が対照圃場と比較して有意に高い割合となった (表 3-10)。

フラクタル解析について、廃菌床圃場と対照圃場の全層の微細構造は、 $\log N(\epsilon) = -D \log \epsilon + c$ の関係式で有意に直線性を満たし、フラクタルとなった (図 3-19)。Ap2~Bw2層のフラクタル次元は、1.569~1.630と高い値となった。フラクタル次元は、廃菌床圃場のAp2~Bw2層で対照圃場と比較して有意に高い値となった (表 3-11)。

蛍光染料 Mg-ANS で染色した廃菌床圃場と対照圃場の Bw1 層の土壌薄片を観察した。廃菌床圃場では大きさが約 500 μm の小粒状ペド内部、対照圃場では大きさが約 450 μm の亜角塊状ペド内部に分布する菌糸組織を観察したところ、廃菌床の小粒状ペド内部で対照圃場と比較して菌糸組織が多数観察された (図 3-20)。また、菌糸組織はペド中にランダムに観察された。

3-5-7-4 生廃菌床の土壌への投入が土壌微細形態に与える影響

生キノコ廃菌床の投入により、Ap1とAp2層の土壌微細構造は、亜角塊状構造から発達強度の小粒状構造に変化した。いくつかの先行研究において、コンポスト化した廃菌床または生の廃菌床の投入により、表層土壌の団粒安定性が増加することが報告されている (Curtin and Mullen, 2007; 加藤ら, 2013; Stewart et al., 1998b)。従って、本研究による土壌微細形態観察からも、先行研究の結果を支持する結果が得られた。さらに、生キノコ廃菌床の投入により、下層土の土壌構造が亜角塊状構造から海綿状構造に変化することが、本章の研究によって発見された。この結果は先行研究で報告されておらず、新たな知見である。さらに、廃菌床圃場のAp2~Bw2層で発達している小粒状構造と海綿状構造の両方

とも、土壌孔隙率とフラクタル次元は対照圃場と比較して有意に高くなった（表 3-10、表 3-11）。本章の 3-5-2 で述べた容積重の結果では、廃菌床の Ap1 層と Ap2 層で有意に仮比重が減少している（表 3-6）。廃菌床圃場の Ap1 層と Ap2 層では、対照圃場と比較して、孔隙面積率が約 5 倍増加している。従って、孔隙面積率の増加は、仮比重の減少の一つの要因であることが考えられた。一方、下層土は、廃菌床圃場と対照圃場で容積重に有意な差は認められない（表 3-6）。しかし、土壌微細形態観察では、孔隙面積率は Bw1 層と Bw2 層ともに有意に増加していた（表 3-10）。従って、生キノコ廃菌床の投入は、下層土の土壌構造と土壌孔隙面積率をミリメートルスケール (mm) およびマイクロメートルスケール (μm) で変化させることが明らかとなった。さらに、廃菌床圃場で観察された小粒状構造と海綿状構造は、対照圃場で観察された垂角塊状構造と海綿状構造と比較して、有意に高い値となった。フラクタル次元が高いと土壌構造の複雑性が高いことから (Papadopoulos et al., 2008; 田村ら, 1993), 廃菌床の投入による表層から下層までの土壌構造の改変によって、土壌の複雑性も向上したことが明らかとなった。

いくつかの先行研究は、廃菌床の投入により土壌生物性の活性が向上することを報告している (加藤ら, 2013; Medina et al., 2012; Oda et al., 2014)。本章 3-5-5 の土壌微生物バイオマス量および土壌酵素活性量の測定においても、廃菌床の投入によって、土壌生物性が向上していることを報告した (表 3-9)。本章 3-5-6 の土壌薄片観察においても、廃菌床圃場の Ap2 層で多量の新鮮および老化した排泄物ペドフィーチャー [表 3-10, 図 3-18 (a)~(c)], Bw1 層と Bw2 層で対照圃場よりも多くの菌糸組織が観察された [表 3-10, 図 3-20]。従って、土壌微細形態観察についても、先行研究を支持する結果が得られた。

以上の結果から、廃菌床投入による土壌微細構造の変化についての要因を考察する。まず、表層の土壌微細構造の変化について考察する。Balesdent et al. (2000) によると、土壌団粒の形成初期では、土壌団粒は土壌中に混入した粗大な新鮮有機物残渣を核として、土壌微生物および粘土鉱物によって構成される。新鮮で粗大な植物有機物質が土壌に投入されると、粗大な有機物はすぐに土壌微生物によって表面が覆われたり、土壌動物によって細粒化されたりする。そして、有機物は土壌微生物によって腐植化されていく。同時に、土壌微生物コロニーによって生成された多糖類などの粘着物質は、粘土などの無機鉱物粒子と結合して、短期間で無機-有機複合体を形成する (Balesdent et al., 2000)。本章の土壌薄片観察において、Ap1 層および Ap2 層の小粒状ペッド内部には、多数の廃菌床残渣が

観察された。従って、発達強度の小粒状ペッドの形成には、廃菌床が直接関与していると考えられた。また、Ap2 層の廃菌床残渣には、ササラダニなどの土壤動物によって一部食べられた後の新鮮排泄物ペドフィーチャーが観察された。さらに、ほとんどの排泄物は腐植化が進み、暗褐色から黒褐色となっていた。以上の結果から、投入された廃菌床残渣は土壤動物を活性化させ、土壤動物の活性化は小粒状ペッドの形成に影響を与えていると考えられた。

次に、下層の土壤微細構造の変化について考察する。下層では、廃菌床圃場の Bw1 層と Bw2 層で発達中～強度の海綿状構造が観察され、対照圃場では Bw1 層で垂角塊状構造、Bw2 層で発達弱度の海綿状構造が観察された。一般的に、海綿状様の小粒状構造は、Oxic 層に典型的に認められる (Marcelino et al., 2010)。Oxic 層は、強い風化作用を受けた低活性粘土や鉄やアルミニウムの酸化物から成る粘土画分を伴う、主に石英や、軽度または全く風化していない鉱物から成るシルトや砂画分を伴う次表層のことである (Marcelino et al., 2010)。Oxic 層で観察される小粒状構造の生成起源は、多くの先行研究によって議論されており、次の 3 つの生成起源のタイプが提案されている。(1) 緻密な土壤物質の連続した湿潤—乾燥作用による機械的な破碎によって生成する物理的な起源、(2) 極端な溶脱速度の土壤環境状態での、カオリナイトと鉄酸化物間の物理的・化学的相互作用による起源、(3) シロアリの活動などの生物的な起源である (Marcelino et al., 2010)。また、Cooper et al. (2005) は、土壤薄片観察による土壤構造の形態的な違いから、ブラジルの Oxic 層で観察された小粒状ペッドの生成起源を以下の 3 つのタイプに分類している。(1) 細かい石英粒子を含んだ卵型の小粒状ペッドは、シロアリまたはアリによって形成される。(2) 比較的粗大な石英粒子を含んだ小粒状ペッドは、他の生物的な影響か地球化学的な生成過程で形成される。(3) 多面型の小粒状ペッドは、乾燥—湿潤サイクルによる物理的なクラックによって形成される。本章において、廃菌床圃場と対照圃場の Bw2 層では、ともに海綿状構造が観察され、土壤構造の種類に差が認められなかった。また、両圃場の Bw2 層の海綿状構造を形成する小粒状ペッドと軟粒状ペッドともにペッドよりも粒径の大きな石英粒子が含まれており、ペッド表面は波状であった。従って、両圃場の Bw2 層の土壤構造の起源は、Cooper et al. (2005) の分類タイプの (2) シロアリやアリ以外の生物的な影響か地球化学的な生成過程、または Marcelino et al. (2010) による (2) 物理的・化学的相互作用による起源であると考察した。

一方、廃菌床の Bw1 層と対照圃場の Bw1 層では、土壌構造に違いが認められ、廃菌床圃場の Bw1 層は海綿状構造、対照圃場の Bw1 層は孔隙に連続疎の充填物を含む垂角塊状構造であった。従って、Bw1 層では、土壌構造の起源に違いがあると考えられる。対照圃場では、垂角塊状ペッドは面状孔隙によって分離されていた。従って、対照圃場の Bw1 層の構造の起源は、Cooper et al. (2005) による乾燥-湿潤サイクルによる物理的なクラックによって形成したと考察した。一方、廃菌床圃場の Bw1 層では、小粒状団粒内部に多数の菌糸組織が観察された [図 3-16 (c), 図 3-16 (d), 図 3-19]。また、Oda et al. (2014) は、廃菌床圃場の Bw1 層で遊離形態の ATP 活性が対照圃場の Bw1 層と比較して 4.4 倍高くなったことを報告している。一般的に、糸状菌は土壌構造の形成に直接的にあるいは間接的に影響する。糸状菌が土壌構造に与える直接的な影響としては、以下の 2 つがある。一つ目は、団粒の安定化または粒子同士の結合のための仲介物質として働くことである (Tisdall and Oades, 1982)。Santos et al. (1989) は、ブラジルの Oxic 層の小粒状ペッドを透過型電子顕微鏡で観察し、小粒状団粒内部に腐植化した菌糸を発見した。Santos et al. (1989) は、研究結果から、小粒状団粒の形成には糸状菌が影響していると考察している。二つ目は、菌糸の土壌中での伸長による、マイクロメートルスケール (μm) での機械的な粒子の攪拌や粒子の再配列である (Ritz and Young, 2004)。菌糸が土壌構造に与える間接的な影響は、菌糸の接種により、土壌の乾燥-湿潤サイクルで形成されるクラック面がより複雑化することである (Ritz and Young, 2004)。Guo et al. (2001a, 2001b) によると、廃菌床からは様々な物質が溶出し、下層に溶脱していることが報告されている。従って、菌糸組織を多く含む廃菌床の投入によって下層土の土壌溶液組成が変化し、ミクロスケールあるいはマイクロスケールで下層土のペッドのクラックパターンが変化した可能性も考えられる。また、「3-5-1 ヒラタケ生廃菌床の特性」で前述したように、ヒラタケ生廃菌床には、多くのヒラタケ菌が存在しており、それらの大部分は生きた状態で圃場に投入されていることが考えられる。ヒラタケ菌は貧栄養環境になると、バクテリアコロニーまで菌糸を伸ばし、突起器官 [図 3-11 (c)] から粘着物質を生成してバクテリアを分解し、窒素を獲得する (Thorn and Tsuneda, 1993)。貧栄養環境の土壌中では、ヒラタケ菌は窒素の獲得のために菌糸を土壌深部まで伸長させている可能性が考えられる。従って、ヒラタケ生廃菌床中のヒラタケ菌も土壌構造の発達に寄与していることが示唆された。以上から、廃菌床圃場の Bw1 層の海綿状構造の発達には、糸状菌菌糸が直接的にあるいは間接的に関わってい

ることが考えられた。

3-5-8 植物根量

廃菌床圃場と対照圃場の結球レタス根の根量調査結果を図 3-21～図 3-23 にまとめた。掘り方によって採取した深度 20 cm までの結球レタス根の乾物重量は、廃菌床圃場で対照圃場と比較して有意に高い値となった。また、土壌層位ごとの植物根量の結果から、廃菌床圃場の表層で根重量が高い傾向が認められた。また、作土層下の層（スザノ廃菌床圃場の A1 と A2 層）で対照圃場と比較して有意に高い値となった。従って、廃菌床圃場では、対照圃場よりも根量が高くなることが明らかとなった。

3-5-9 内生菌感染率と内生および外生菌糸の観察割合

スザノの廃菌床圃場と対照圃場の内生菌観察結果を表 3-12 に示した。また、廃菌床圃場および対照圃場の各深度から採取した根試料で観察された内生菌の感染構造〔微小菌核; microsclerotia; (Mi)] と内生および外生菌糸を図 3-24 と図 3-25 に示した。

スザノ自然栽培圃場では、内生菌の感染構造は AB 層（43～53 cm）を除いて 100 cm 下層まで観察され（図 3-23）、感染率は 0.7～8.0 %であった（表 3-12）。スザノ対照圃場も成田対照圃場と同様に下層土の根の採取が困難であったため、最表層の根のみ観察した。スザノ対照圃場も内生菌の感染構造が認められ（図 3-24）、感染率は 1.0 %であった（表 3-12）。菌糸観察割合は、自然栽培圃場および対照圃場ともに非常に高く、80.0～97.0 %となった（表 3-12）。さらに、スザノ自然栽培圃場では、100 cm 下層まで表層と同程度の観察割合が認められた。また、スザノの 53～71 cm と 71～100 cm で観察された細根は、細胞壁が染色されており、根の脱色操作では脱色できない程色素が沈着していることが考えられた。色素が蓄積している細根は、乾燥や重力など外部ストレスが多いか、または古くなった細胞であることが考えられる。従って、深層に存在しているレタスの細根は、生きているが外的ストレスが多いか、根のターンオーバーが表層に分布している根よりも遅いことが考えられた。

内生菌（エンドファイト; fungal endophytes）は、植物根などの植物組織の細胞内あるいは中間で生活する菌群である（Jumpponen, 2001; Rodriguez et al., 2009）。内生菌を接種した宿主植物では、熱（Redman et al., 2002; Márquez et al., 2007）や塩（Redman et al.,

2001; Waller et al., 2005), 干ばつ (Barrow, 2003), 重金属 (Li et al., 2011) などの非生物的ストレスや病原菌 (Redman et al., 1999; Redman et al., 2001; Waller et al., 2005) などの生物的ストレスに対する耐性が高くなる。本研究では、廃菌床圃場において、内生菌の感染構造が 71~100 cm の下層においても観察された。従って、廃菌床圃場の作物では、非生物的小よび生物的ストレスへの耐性が下層土に存在する根までであることが考えられた。スザノ圃場のレタス根圏の内生菌の種類は感染構造を形成しにくいことが考えられたが、スザノ圃場のレタス根には多くの内生および外生菌糸が観察されたことから、内生菌などの根圏に生息する糸状菌類はレタス根圏で多く存在していることが考えられた。本研究によるトリパンブルー染色根の観察から、アーバスキュラー菌根菌の感染構造は確認されなかった。また、菌根菌の胞子体と考えられる構造体も廃菌床圃場の Ap1 層でわずかに観察された。

3-6 まとめ

ブラジルサンパウロ州におけるヒラタケ生廃菌床を投入する自然栽培圃場の土壤特性について、以下のことが明らかとなった。

- 1) 廃菌床の投入により、断面観察での表層土壤の土壤団粒化が促進し、仮比重が減少した。さらに、孔隙面積率が増加し、透水性が対照圃場と比較して高くなった。
- 2) 廃菌床の投入により、表層土壤の全炭素含量が増加した。さらに、有機炭素含量の増加に伴い CEC が増加した。
- 3) 廃菌床の投入により、表層土壤は土壤 pH が弱酸性となった。また、下層土の交換性 Ca^{2+} と Mg^{2+} の濃度が増加し、塩基飽和度と土壤 pH が増加した。
- 4) 廃菌床の投入による下層土の塩基飽和度の上昇によって、土壤分類は Chromic Acrisols から Chromic Lixisol に変化した。従って、熱帯および亜熱帯に広く分布する低活性粘土で肥沃度の低い土壤の肥沃度が、廃菌床の投入により土壤分類学においても向上した。
- 5) 廃菌床の投入により、表層の微生物バイオマス C 量と N 量が有意に増加した。また、 β -グルコシダーゼおよびプロテアーゼも廃菌床圃場の表層土壤で高い傾向であった。
- 6) 廃菌床の投入により、土壤微細構造は表層で垂角塊状構造から発達強度の小粒状構造、下層土で垂角塊状構造から海綿状構造に変化した。さらに、土壤構造の変化に伴い、土壤の孔隙率と土壤構造の複雑性が表層および下層土の両方で向上した。

- 7) 表層土壌で観察された小粒状ペッド内部には廃菌床残渣が多く観察された。また、新鮮および老化した排泄物ペドフィーチャーも多数観察された。下層土で発達している海綿状構造中で菌糸組織が多数観察された。従って、廃菌床の投入によって、土壌生物性が向上していることが明らかとなり、表層では土壌動物が、下層土では糸状菌が土壌構造の形成に関与していることが考えられた。
- 8) 廃菌床圃場では、主に表層の細根量が増加した。また、廃菌床圃場では 71~100 cm の深度の細根に内生菌の感染構造と菌糸が観察された。



図 3-1 ブラジルサンパウロ州スザノ地区のヒラタケ生廃菌床投入圃場の景観と本圃場で栽培された高品質のリーフレタス(Riccia Lollo)



図 3-2 調査地の位置 (上図：サンパウロ州, 下図：スザノ市)

(上図：National Geographic education <http://education.nationalgeographic.com/mapping/outline-map/?map=Brazil> より引用・改変；

下図：Google マップ <https://maps.google.co.jp/>より引用・改変；2015.10.28 参照)

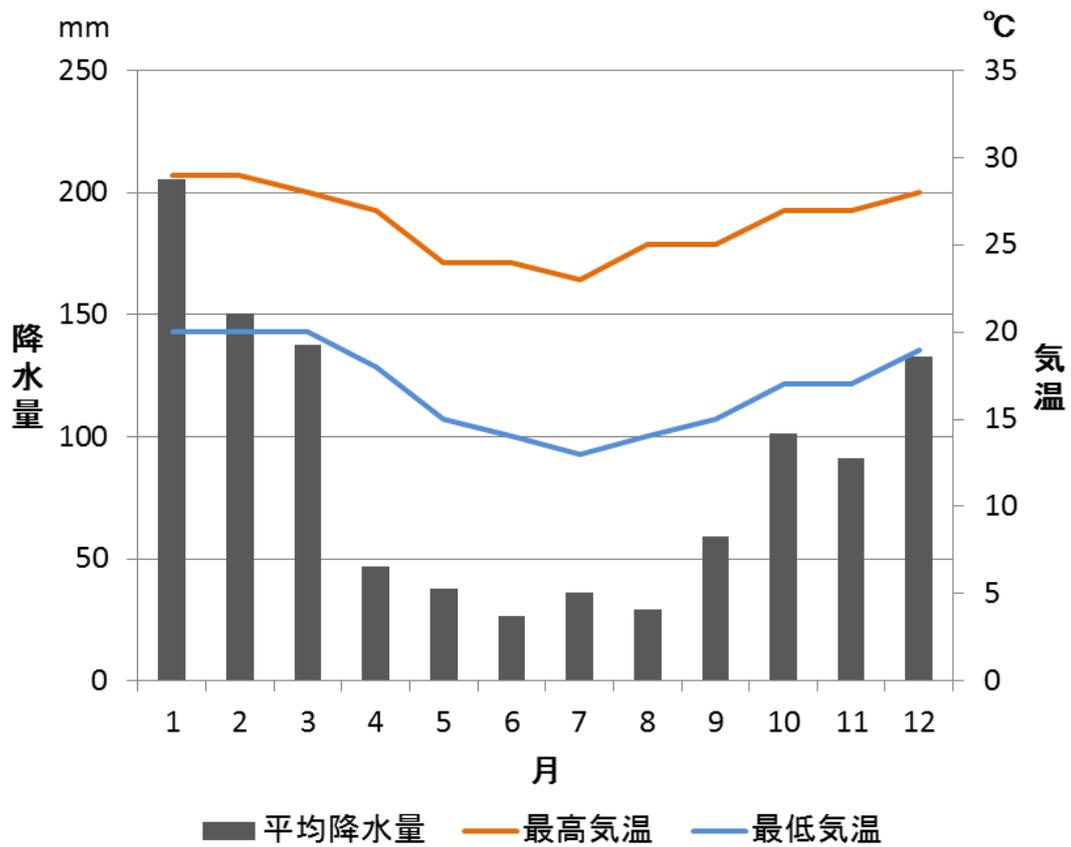


図 3-3 スザノ市の 2000～2012 年の月別平均降水量および月別平均最高・最低気温
 World Weather Online, 2015. Sao Paulo Monthly Climate Average, Brazil.
<http://www.worldweatheronline.com/sao-paulo-weather-averages/sao-paulo/br.aspx>,
 (2015 年 10 月 28 日 引用・改変)

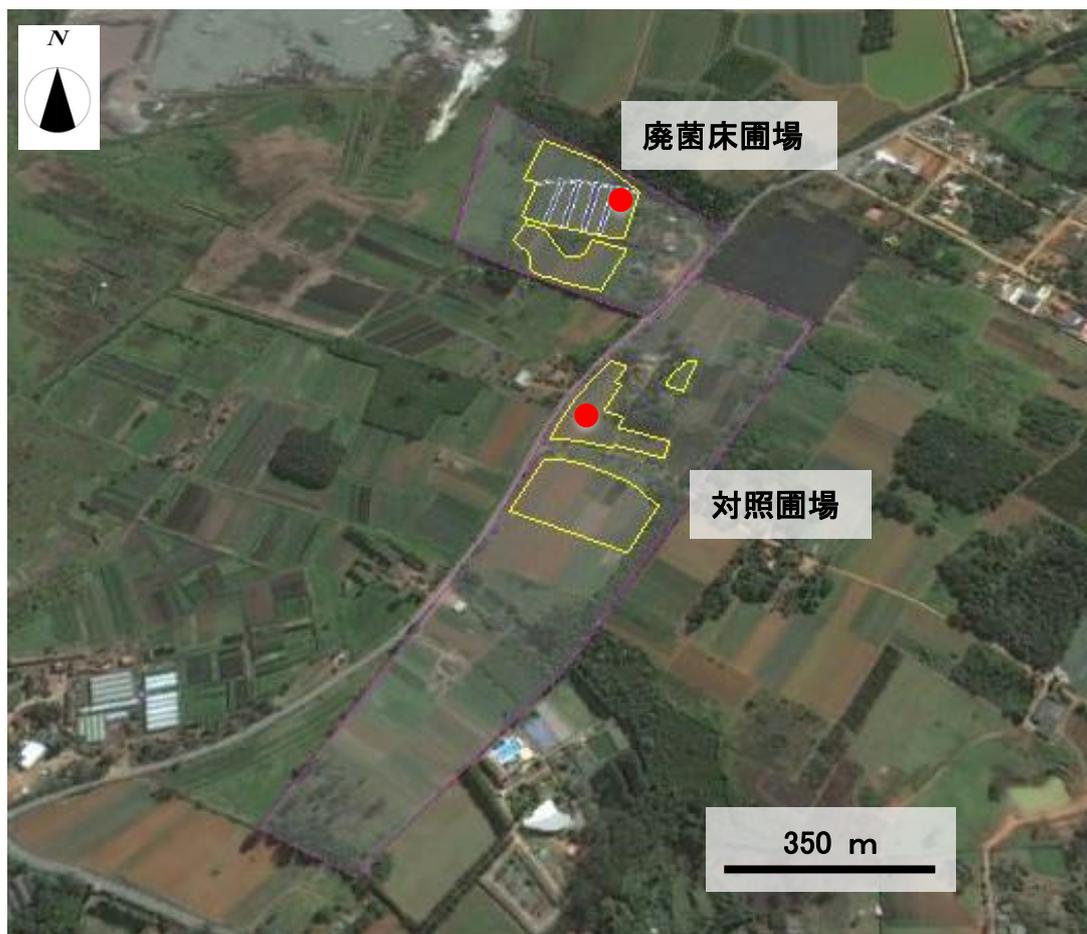


図 3-4 調査圃場の航空写真。ピンクで囲った部分は農場総面積，黄色で囲った部分は圃場面積を示す。赤点は土壌断面調査地点を示す。

(Google Earth より引用・改変; 2016.1.5 参照)

表 3-1 調査圃場の概要

項目		廃菌床圃場	対照圃場
自然栽培歴 (生ヒラタケ廃菌床投入歴)	(年)	4	—
圃場面積	(ha)	2.30	2.01
耕耘深度	(cm)	20	20
耕耘機械		ロータリープラウ	ロータリープラウ
ヒラタケ生廃菌床投入量 (乾物重) ($t\ ha^{-1}\ 作^{-1}$)		9.3–12.4	—
化学肥料		不使用	炭酸カルシウム(少量)
農薬		不使用	不使用

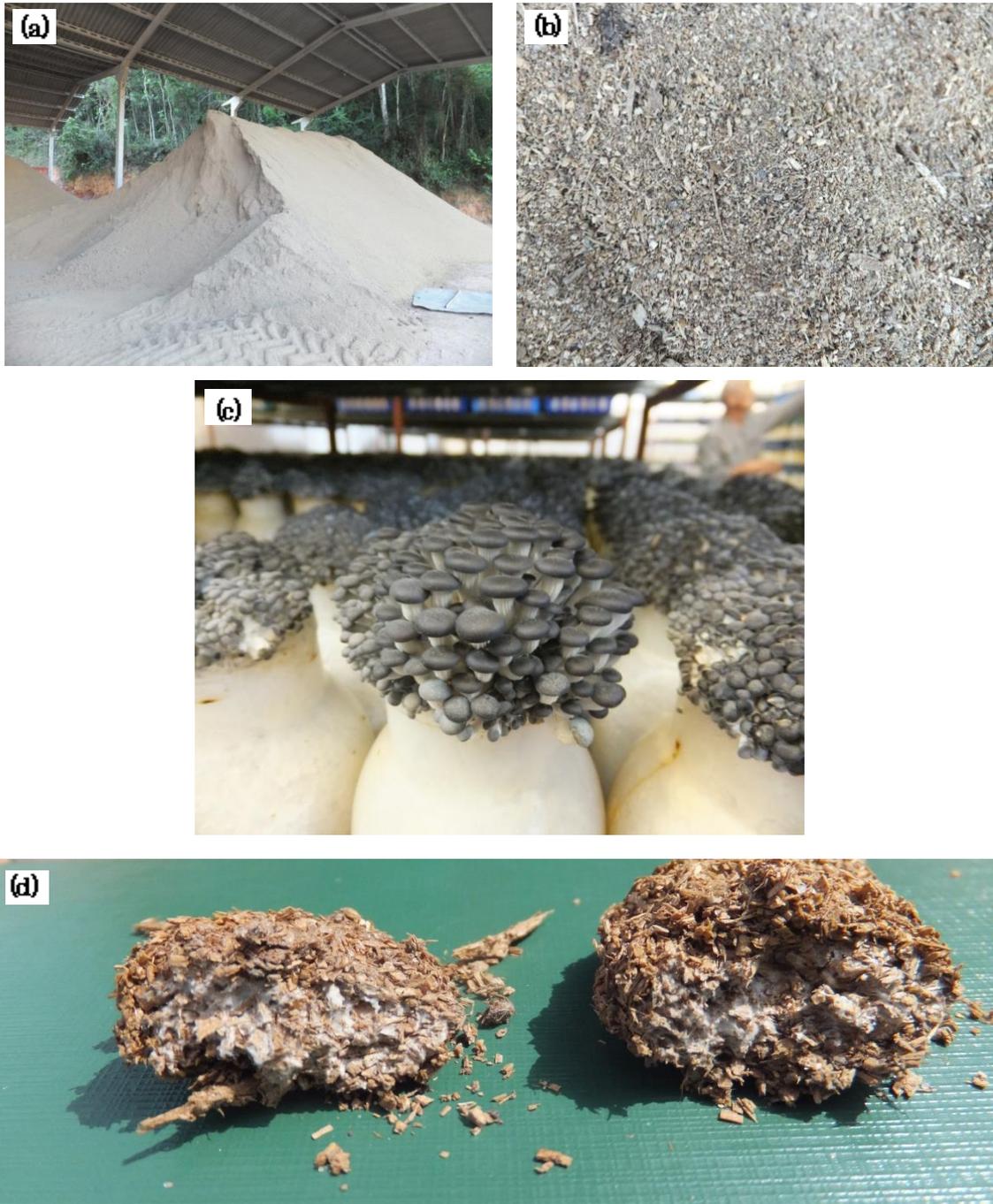


図 3-5 ヒラタケ栽培の様子とヒラタケ生廃菌床

(a)ヒラタケ培地原材料のアカマツ林の木質チップ、(b)アカマツ林木質チップの拡大写真、(c)ヒラタケ栽培風景、(d)ヒラタケ収穫後のヒラタケ生廃菌床(大きさは約 4~5 cm)。断面に白いヒラタケ菌の菌糸が観察できる。

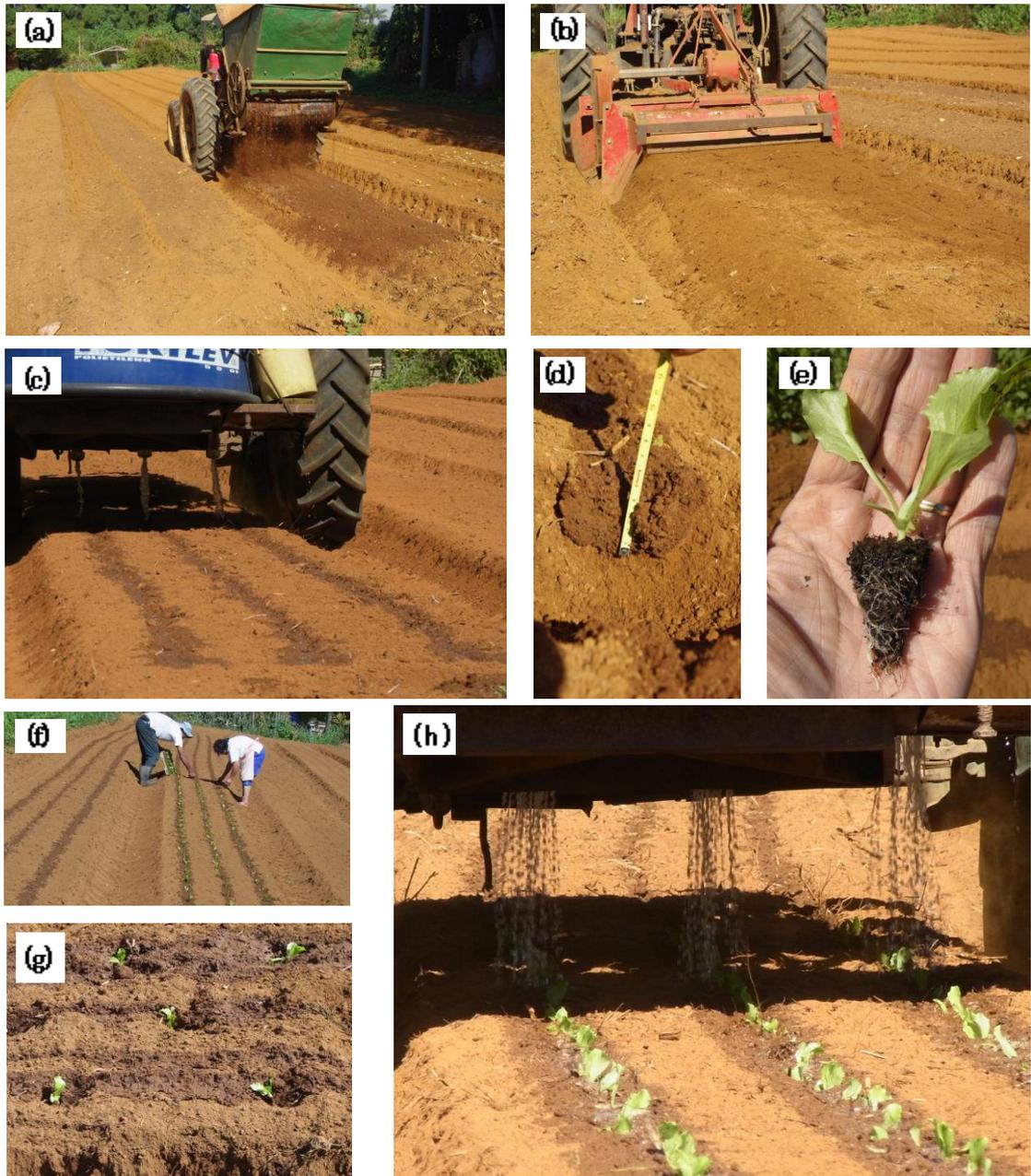


図 3-6 廃菌床投入圃場の栽培管理

(a) ヒラタケ生廃菌床の投入（廃菌床は厚さ 1.5～2.0 cm 堆積）。(b) 畝立て（畝の幅は約 100 cm；畝間は約 60 cm；畝の高さは約 20 cm；1 畝の長さは約 100 m）。(c) 水まき（1 畝に 3 列穴のあいたパイプで水をまく。穴の幅は約 5～10 cm）。(d) 水の浸透は約 6 cm。(e) レタス苗 [グレイス(Grisie)；アメリカ品種]。(f) レタスの定植風景。手で定植する。(g) 定植されたレタス。3 列の千鳥植えで株間は約 30 cm。(h) 定植後，再度水まき。水の浸透の深度は約 10～15 cm。定植の前後 2 回で合計 500 l 100 m⁻²の水をまく。

(写真撮影・提供：林 幸美)



図 3-7 調査圃場の結球レタス (右: 廃菌床圃場; 左: 対照圃場)
(写真撮影・提供: 林 幸美)

表 3-2 調査圃場の平均乾物収量

地点	圃場	平均乾物収量 (t 10a ⁻¹ 作 ⁻¹)	作物	品種
スザノ	自然栽培	0.22	レタス	グレイス (アメリカ品種)
	対照	0.20	レタス	グレイス (アメリカ品種)

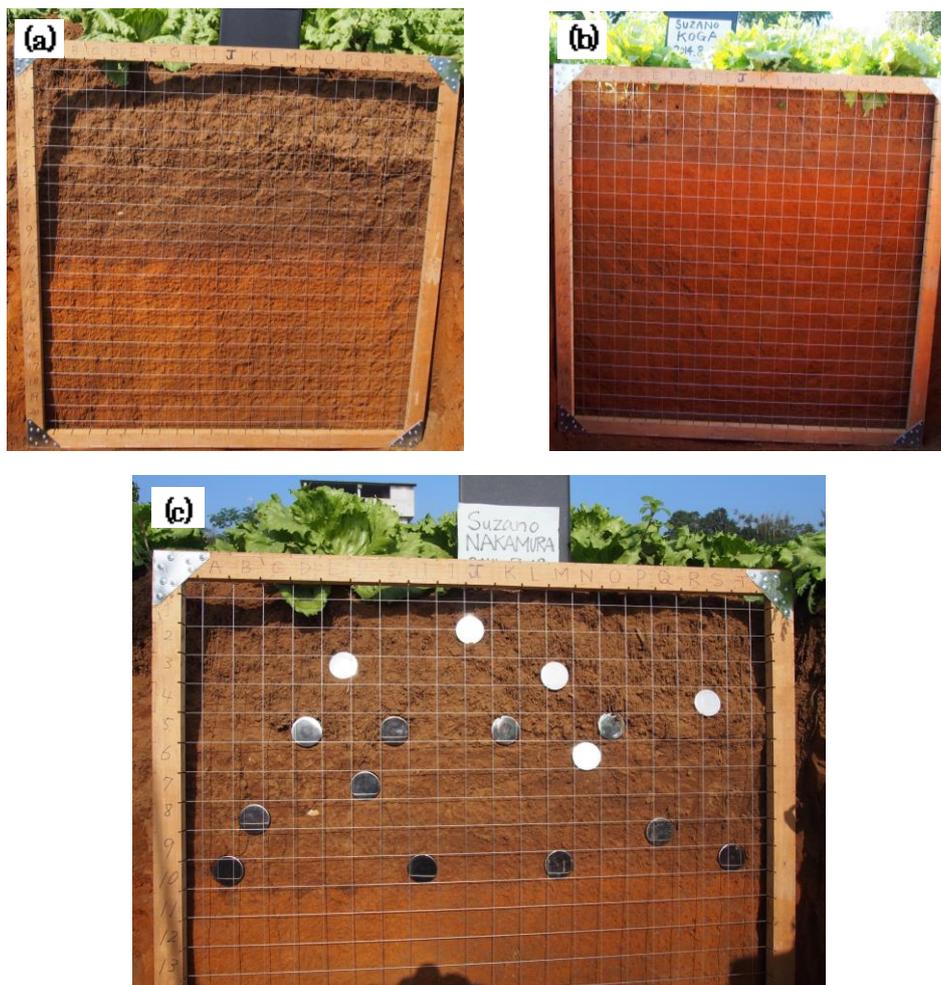


図 3-9 根量調査に用いた土壌断面[(a)廃菌床圃場; (b)対照圃場]とコア採取の風景(c)

表 3-3 根量調査に用いた土壌断面の土壌層位と深さ

調査地点	層位	深さ (cm)	緻密度 ¹ (mm)	根群有効良好土層 (cm)
廃菌床圃場	Ap	0-22	1	28
	A1	22-28	19	
	A2	28-43	28	
	AB	43-53	29	
	Bw1	53-71	21	
	Bw2	71-100+	16	
対照圃場	Ap1	0-15	6	15
	A	15-25	25	
	Bw1	25-43	21	
	Bw2	43-85	16	
	Bw3	85-100+	17	

¹プッシュコーン(土壌硬度計)(ダイキ製, DIK-5553)を用いて測定した。

図 3-10 ヒラタケ生廃菌床の微細形態 (スケールは 1.0 mm)

図 3-11 ヒラタケ生廃菌床の SEM 画像

- (a) 生廃菌床, (b) 生廃菌床表面の拡大写真, (c) ヒラタケ菌糸上の突起器官,
(d) ヒラタケ菌糸上のクランプ構造

表 3-4 ヒラタケ生廃菌床の化学性

表 3-5 調査圃場の土壌断面調査結果

図 3-12 スザノ廃菌床圃場(a)とスザノ対照圃場(b)の景観および土壌断面写真
土壌層位名及び層界の記号は付録 (p. 195) を参照。

表 3-6 調査圃場の土壌物理性

表 3-8 調査圃場の土壌化学性

図 3-14 粘土含量と CEC の関係

表 3-9 調査圃場の土壌生物性

表 3-10 調査圃場の土壌微細形態

図 3-15 スザノ圃場の土壌微細形態 (スケールは 1.0 mm)。

図 3-16 スザノ圃場における土壌薄片の二値化画像
(空白は孔隙を表す。スケールは 1.0 mm。しきい値は 125。)

図 3-17 スザノ圃場の土壌薄片で観察された基本有機組成分

(a) 根の器官残渣(Rr) (廃菌床圃場 Bw2 層), (b) 廃菌床残渣(Rs) (廃菌床圃場 Ap2 層), (c) 菌糸組織(Pc) (廃菌床圃場 Bw1 層), (d) 写真(c)の拡大写真 (廃菌床圃場 Bw1 層), (e) 点状物(Pu) (廃菌床圃場 Bw1 層), (f) 有機色素(Op) (廃菌床圃場 Bw1 層)

図 3-18 スザノ圃場の土壌薄片で観察されたペドフィーチャー

(a) 廃菌床残渣(Rr)内部に集中分布する新鮮排泄物ペドフィーチャー(Ie) (廃菌床圃場 Ap2 層), (b) 写真(a)の単ニコール写真。新鮮排泄物は有機質物質で構成されている。(廃菌床圃場 Ap2 層), (c) 廃菌床残渣(Rs)内部および周辺に分布する老化した排泄物ペドフィーチャー(Ae)(廃菌床圃場 Ap2 層), (d) 亜角塊状ペッド間の孔隙内部に分布する連続疎充填物(対照圃場 Bw1 層), (e) 孔隙表面に分布する配向性粘土(Cc) の直行ニコール写真 (対照圃場 Bw1 層), (f) 写真(e)の単ニコール写真 (対照圃場 Bw1 層)

図 3-19 スザノ圃場の各層位ごとの土壌薄片写真における格子の目の長さ ϵ とその長さを
単位として測定した孔隙空間を含む正方形の個数 N との関係

表 3-11 調査圃場における土壌微細構造のフラクタル次元

図 3-20 Mg-ANS で蛍光染色した土壌薄片中の菌糸組織
(a)小粒状ペッド内の染色された菌糸組織(Pc)(廃菌床圃場 Bw1 層),
(b) 垂角塊状ペッド内の染色された菌糸組織(Pc)(対照圃場 Bw1 層)。スケールは 100 μ m。



図 3-21 スザノ圃場で栽培された結球レタスの根の形態
 (写真左：廃菌床圃場，写真右：対照圃場；2014年9月16日採取；写真提供：林 幸美)

図 3-22 スザノ圃場における結球レタスの根の乾物重量
 (0-20 cm まで掘取り法によって採取；2014年9月16日採取；n=3)
 *；有意水準 5%で圃場間に有意差あり [スチューデントの t 検定 (両側検定)]

図 3-23 スザノ圃場における結球レタスの土壌層位ごとの植物根量
*; 有意水準 5%で圃場の土壌深度間に有意差あり
[スチューデントの t 検定 (両側検定)]

表 3-12 スザノ圃場の結球レタス根における内生菌感染率と内生および外生菌系の観察割合

図 3-24 スザノ廃菌床圃場のトリパンブルー染色したレタス根。(a), (b) 0~22 cm で観察された菌糸 (Fungal filament; F)と内生菌の感染構造(Microsclerotia; Mi)。(c), (d) 22~28 cm で観察された菌糸(F)と内生菌の感染構造(Mi)。(e), (f) 53~71 cm で観察された内生菌の感染構造(Mi)。(g), (h) 71~100 cm で観察された菌糸(F)と内生菌の感染構造(Mi)。スケールは左: 0.3 mm, 右: 0.15 mm。

図 3-25 スザノ対照圃場のトリパンブルー染色したレタス根。
菌糸(Fungal filament; F)と内生菌の感染構造(Microsclerotia; Mi)が
観察される。スケールは上: 0.3 mm; 下: 0.15 mm。

第4章 総合考察

4-1 はじめに

本論文の目的は、自然栽培を行う圃場の土壌学的特徴を明らかにするとともにその特徴が農業生産性に与える影響を明らかにすることである。

第1章では、世界および日本での環境に配慮した農業体系の歴史的背景および研究背景を述べ、本研究で取り扱う自然栽培の定義と栽培管理の特徴を示した。さらに、本論文での土壌学の概念を述べ、ペドロロジーの立場から自然栽培圃場の土壌学的特徴を明らかにするとともに、土壌そのものを評価する土壌品質評価を用いて、本研究で見出された自然栽培圃場の土壌学的特徴が生産性に与える影響を示すことを述べた。第2章では、日本の高収量自然栽培圃場の事例を挙げ、土壌断面調査、一般理化学性分析、生物性分析、土壌薄片観察、根量調査および栽培作物根中の内生菌の観察から日本における高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴を述べた。第3章では、ブラジルのヒラタケ生廃菌床を投入する高収量自然栽培圃場の事例を挙げ、第2章と同様の調査および分析を行い、土壌学的特徴を示した。本章では、これまでの各章における結果を統合させて、本研究で調査した3地点において高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴の相違点を述べて考察を行った。さらに自然栽培が土壌の諸性質に与える影響を明らかにするため、第2章と第3章で得られた土壌学的特徴から土壌品質評価を行い、高収量自然栽培圃場において生産性に関わる土壌学的特徴を明らかにすることを試みた。

4-2 高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴

4-2-1 本研究における高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴

第2章および第3章の結果から、本研究で明らかとなった高収量自然栽培圃場の土壌学的特徴を表4-1にまとめた。まず、各圃場の気候と土壌の相違点について確認する。気候は日本の北海道恵庭市は冷温帯湿潤気候、千葉県成田市は温暖湿潤気候、ブラジルサンパウロ州スザノ地区は海洋性気候となる。3圃場ともに湿潤な気候であるが、それぞれの気温は異なり、恵庭市では気温が低く冬季には積雪があるのに対し(図2-2)、スザノ地区の平均気温は常に20℃前後である(図3-3)。成田市はその中間である。土壌分類は、WRB (IUSS Working Group, 2014)により、恵庭自然栽培圃場では Mollic Vitric Andosols、成田自然

栽培圃場では Umbric Silandic Andosols, スザノ廃菌床圃場では Chromic Lixisols に分類された。Andosols, つまり黒ぼく土の土壌大群は, 火山性土壌であり世界的には比較的風化程度の低い若い年代の土壌であるため, 肥沃性が高いと言われる (IUSS Working Group, 2014)。また, 母材が火山灰や火山放出物のため土壌の容積中が低く, 世界の土壌分類の中でも土壌物理性が非常に優れた土壌である。しかし, アロフェンやイモゴライトのような非晶質ないし準晶質アルミノ珪酸塩に富み, 活性 Al 含量が高く, 土壌へのリンの固定量も高い (Shoji et al., 1993)。一方, Lixisols は, 低活性粘土を主体とし, 層土の粘土の移動集積が観察される土壌であり, 下層土の塩基飽和度は高い (IUSS Working Group, 2014)。土性も, 恵庭自然栽培圃場は SL~LiC で砂質な土壌であり, 成田自然栽培圃場は SiC~HC でシルトと粘土含量が高い。スザノ廃菌床圃場では全層において HC となり非常に粘土含量の高い土壌となる。従って, 3 圃場ともに気候と土壌分類が異なる。

次に, 農業管理の相違点について確認する。農業管理の共通点として, 3 圃場ともに (1) 農薬や化学肥料, 動物性堆肥を使用していないこと, (2) 除草を行うこと, (3) 耕耘深度は約 10~20 cm であることが挙げられる。さらに, 3 圃場ともに圃場へは有機物資材のみ投入し, 恵庭自然栽培圃場では雑草マルチ, 成田自然栽培圃場ではトウモロコシの茎マルチ, スザノ廃菌床圃場ではヒラタケ生廃菌床を使用する。その投入量は, 恵庭と成田の自然栽培圃場では毎年 $4.0 \times 10^{-4} \text{ t ha}^{-1}$ で投入量は少量であるが, スザノ廃菌床圃場では毎年 $18.6 \sim 37.2 \text{ t ha}^{-1}$ の多量の有機物資材が投入される。そして, 恵庭と成田の自然栽培圃場は, 40 年以上の長期にわたり自然栽培管理を行っている圃場であるが, スザノ廃菌床圃場は生廃菌床を投入して 4 年目の圃場である。

そして, 本論文で得られた結果から, 自然栽培圃場の共通した土壌特徴と栽培作物の特徴についてまとめる。恵庭, 成田, スザノの自然栽培圃場と対照圃場の比較調査から, 土壌化学性は 3 圃場で共通した特徴は得られなかった。一方, 土壌物理性と土壌生物性では, 3 圃場ともに自然栽培圃場と対照圃場で有意な差が認められ, 自然栽培圃場で土壌物理性が良好で, 表層の土壌微生物バイオマス量や土壌酵素活性が対照圃場と比較して高いことが明らかとなり, 先行研究で調査されている有機農業圃場や自然栽培圃場と類似した調査結果が得られた。特に, 土壌微細形態学的特徴では, 3 圃場ともに表層で発達強度の小粒状構造, 下層では海綿状構造が発達し, 孔隙面積割合とフラクタル次元が対照圃場と比較して高い値となった。この結果は本研究によって初めて得られた新たな知見である。さらに,

自然栽培圃場で栽培された作物の根の特徴として、成田自然栽培圃場とスザノ廃菌床圃場ともに表層で有意に根重量が高くなり、表層だけではなく下層まで内生菌の感染構造や内生および外生菌糸が観察された。以上から、本研究で調査した 3 地点の高収量自然栽培圃場で共通して観察された土壌学的特徴をまとめた。

- 1) 土壌微細構造は、表層で発達強度の小粒状構造、作土層直下の層または下層で海綿状構造が発達していた。また、観察された上記土壌微細構造は、ともに孔隙面積率とフラクタル次元が高くなり、高収量自然栽培圃場では土壌構造の孔隙率と複雑性が高いことが明らかとなった。
- 2) 対照圃場で観察された圧密化した層の形成はなく、細根が伸長可能な根群有効良好土層が対照圃場よりも厚くなった。
- 3) 土壌微生物バイオマス炭素と窒素、プロテアーゼ活性量が増加した。
- 4) 細根重量が対照圃場と比較して多くなった。さらに、下層土まで植物細根には内生および外生菌糸や内生菌の感染構造（微小菌核）が確認された。

次に、気候や土壌が異なる 3 地点の自然栽培圃場で共通して発達していた土壌微細構造の発達要因について考察した。

4-2-2 植物根および土壌微生物が土壌構造の発達に及ぼす影響

土壌構造は、ナノスケールからセンチメートルのスケールにわたる土壌の粒子と関連した孔隙の配列として定義される (Oades, 1993)。土壌構造の形成は、土壌中での水分の状況、凍結と融解、耕作、または土壌動物の移動によって生まれる膨張と収縮の物理的作用や、土壌動物や植物根、土壌微生物による土壌中への有機物質の供給による無機-有機複合体の形成などの生物的作用が影響している (Oades, 1993)。生物的影響は、特に団粒の生成、安定化、そして崩壊に関わる。植物根の土壌構造に与える影響は、主に次の作用が挙げられる。(1) 根の給水による根圏での乾燥-湿潤サイクルの促進、(2) 根の伸長による土塊の物理的な破碎や攪拌、(3) 根システムによる土壌粒子の物理的な結合による高次団粒（マクロ団粒）の形成、(4) 根からの浸出物質による土壌粒子の結合の促進、(5) 根の表皮細胞の脱落や死根細胞の分解による土壌団粒形成のための土壌有機物の供給である (例えば、Bronick and Lal, 2005; Oades, 1993)。土壌微生物は、糸状菌とバクテリアに大別されるが、糸状菌が土壌構造へ与える影響は、植物根と同様な働きを示し、主に次

の作用がある。(1) 菌糸の伸長によるマイクロメートルスケールでの土壌粒子の攪拌と再配列 (Ritz and Yung, 2004), (2) 菌糸の物理的な結合や菌糸からの分泌液によるマクロ団粒およびミクロ団粒の結合仲介物質の役割 (Tisdall and Oades, 1982), (3) 糸状菌の接菌による乾燥-湿潤サイクル時のクラックパターンの変化 (Ritz and Yung, 2004) である。バクテリアも、土壌粒子表面にコロニーを形成し、主にミクロ団粒の形成に寄与する (Bronic and Lal, 2005)。土壌動物も、ミミズによる作用や土壌動物の有機物の細断などによって、土壌中に糞粒の形態で土壌団粒を形成する役割がある (Oades, 1993; Bronic and Lal, 2005)。土壌構造の発達と安定化を決定する重要な概念の一つは、団粒の階層構造である (Tisdall and Oades, 1982)。異なる粒子、異なるサイズの幅をもつ団粒は、より高次の団粒を形成する。Oades and Waters (1991) は、Mollisols と Alfisols で団粒の階層構造を実証し、マクロ団粒 (>250 μm) の安定性は根システムとアーバスキュラー菌根、ミクロ団粒 (<250 μm) の安定性は植物破片に起因していることが考察された。Miller and Jastrow (1990) は、土壌団粒サイズと菌根菌の感染した細根の根長に高い相関関係が認められ、0.2 mm 以下の細根の根長よりも 0.2~1.0 mm の細根の根長の方がより影響があることを報告した。その後、団粒の階層構造は、分析機器技術の進歩とともに、Oxisol (Vrdoljak and Sposito, 2002), Andisol (Asano and Wagai, 2014) についても実証された。

土壌構造の生物学的な影響は、壤土から重埴土中の根システムによる乾燥の影響もある。草本植物は、多量の細根量を土壌中で発達させるため、長期の草原土壌、例えば、耕作前の Mollisols では、方向性のない多数のクラックが根圏近辺の乾燥-湿潤サイクルによって生じ、粒径の均一な小粒状および軟粒状構造を形成する (Oades, 1993)。本研究における土壌薄片観察からも、植物根残渣や廃菌床残渣、菌糸組織などの基本有機組成分が薄片を占める割合は、自然栽培圃場において対照圃場と比較して高い結果が得られた (表 2-9, 表 2-10, 表 3-10)。従って、本研究で調査した自然栽培圃場の土壌微細構造の発達には、生物性の要因が関与していることが考えられる。

自然栽培圃場で観察された小粒状構造および海綿状構造と土壌生物性因子との関係を明らかにするため、土壌構造の発達程度を表す指標であるフラクタル次元と土壌構造の発達に関与する各生物因子との関係を図 4-2 から図 4-6 にまとめた。また、前章の恵庭、成田、スザノの各調査地点で観察された各土壌微細構造のフラクタル次元の平均値を図 4-1 にま

とめた。なお、恵庭圃場は、植物根量と内生菌の感染率および菌糸観察割合を測定していないため、フラクタル次元と細根量、内生菌感染構造を掛けた細根量および菌糸観察割合の関係（図 4-4～図 4-6）については解析から除外した。また、スザノの自然栽培圃場と対照圃場の Ap1 層の土壤構造は、直径約 1 cm の粒状ペッドの内部構造を記載していることから、本章のデータ解析から除外した。さらに、成田対照圃場の A1 層で発達している小粒状構造は、土壤の圧密化から、発達程度が弱度であったため、発達程度が強度の小粒状構造とは別に議論した。

各土壤微細構造のフラクタル次元の平均値は、小粒状構造、海綿状構造および亜角塊状構造間に有意な差は認められなかった（図 4-1）。しかし、小粒状構造>海綿状構造>亜角塊状構造の順にフラクタル次元の平均値が高くなる傾向が認められた（図 4-1）。従って、小粒状構造>海綿状構造>亜角塊状構造の順に土壤構造の複雑性が増加する傾向があると言える。

土壤団粒の形成や安定性には、土壤炭素含量と高い相関関係があることが多くの先行研究で報告されている（例えば、Kay, 1997）。本章では、フラクタル次元と全炭素含量との関係を土壤微細構造毎 [小粒状構造（発達強度）、小粒状構造（発達弱度）、海綿状構造、亜角塊状構造] に示した結果、土壤微細構造間に顕著な差は認められなかった（図 4-2）。一方、土壤微生物バイオマス炭素量と細根量では、小粒状構造とその他の微細構造（発達弱度の小粒状構造、海綿状構造、亜角塊状構造）との間に顕著な違いが認められた（図 4-3, 図 4-4）。発達強度の小粒状構造とその他の土壤微細構造を分ける境界は、土壤微生物バイオマス炭素では約 $300 \mu\text{m g}^{-1}$ 、細根量では約 300g m^{-3} であった。海綿状構造と亜角塊状構造では、土壤微生物バイオマス炭素量と細根量で違いが認められなかった。さらに、内生菌感染率を掛けた細根量と菌糸観察割合を掛けた細根量とフラクタル次元の関係については、菌糸観察割合を掛けた細根量で土壤微細構造との違いが認められた（図 4-6）。菌糸観察割合を掛けた細根量について、小粒状構造は 200g m^{-3} 以上、海綿状構造は $40\sim 200 \text{g m}^{-3}$ 、亜角塊状構造は 0g m^{-3} で分布していた。なお、トリパンブルー染色について、成田およびスザノの対照圃場では、根の観察が行えなかったため、菌糸観察割合を掛けた細根量と内生菌感染率を掛けた細根量とフラクタル次元の関係に関する亜角塊状構造のデータは、成田自然栽培圃場の Bw1 層のデータのみとした。

以上の結果から、小粒状構造、海綿状構造および歪角塊状構造の発達と生物性因子との関係について考察する。表層のマクロ団粒の発達には、植物根やアーバスキュラー菌根菌および外生菌糸が関与していることが報告されている（Oades and Waters, 1992; Gerasimova et al., 2010; Miller and Jastrow, 1990）。本章においても、団粒直径が比較的大きい小粒状構造が発達している層では、細根量、土壤微生物バイオマス炭素量および内生・外生菌糸の観察割合を掛けた根量の値が他の土壤構造が発達している層よりも高い値を示しており、先行研究の結果と同様の傾向を示した。従って、小粒状構造の形成には、細根と土壤中や植物根圏で生息する微生物が関与していると考えられた。さらに、第 2 章と第 3 章の土壤微細形態観察から、恵庭自然栽培圃場とスザノ廃菌床圃場の表層で多量の中型土壤動物による排泄物ペドフィーチャーが観察された。また、廃菌床圃場では、小粒状ペッドに多数の廃菌床残渣が観察された。以上から、自然栽培圃場における表層土壤の強度の小粒状構造の発達には、植物根や土壤微生物に加え、恵庭では土壤動物、スザノでは廃菌床残渣と土壤動物が関与していることが考えられた。土性の違いによる土壤構造の発達の特性（Oades, 1993）について、砂質な土壤では、砂含量が高く粘土含量が少ないため、乾燥—湿潤サイクルによる粘土の膨張—収縮作用はほとんど生じない。そのため、砂粒子の結合による土壤構造の発達は、生物的因子に依存する。一方、粘土含量の高い砂壤土（ローム）や粘土質土壤では、乾燥—湿潤サイクルによる粘土の膨張—収縮作用が生じるため、生物的、非生物的因子の両方ともに土壤構造の発達に関わる。特に、スメクタイトなどの膨張性の高い粘土鉱物を多く含む粘土質土壤では、粘土の膨張—収縮作用が最大となるため非生物的因子が優勢して土壤構造の発達に寄与する（Oades, 1993）。従って、表層が砂質な恵庭自然栽培圃場の小粒状団粒の形成には、粘土含量の高い成田圃場と比較して、より土壤動物や植物根、土壤微生物の働きが土壤構造の発達に寄与していることが考えられた。スザノ廃菌床圃場では、作物定植時に多量にヒラタケ生廃菌床が投入されている。土壤中に投入された粗大な新鮮有機物は、すぐに土壤微生物によって表面が覆われて腐植物質が生成される、あるいは土壤動物の捕食による細粒化が行われる（Balesdent et al., 2000）。土壤微生物の活動は地温に依存しており、土壤呼吸量は地温と高い正の相関関係がある。従って、海洋性気候で冬季も土壤地温が高いスザノ廃菌床圃場では、投入した生廃菌床も日本の自然栽培圃場よりも早く土壤微生物に分解されるため、スザノ廃菌床圃場では恵庭や成田の自然栽培圃場よりも短期間で土壤構造が発達したと考えられた。

一方、海綿状構造については、植物根量や土壌微生物バイオマス量について、垂角塊状構造と差が認められなかった。第2章と第3章の土壌微細形態観察についても、根が通過した後に形成されるチャンネルが、海綿状構造と垂角塊状構造ともに観察された。従って、海綿状構造の発達には植物根の影響はあまり関係がないと考えられた。しかし、菌糸観察割合を掛けた細根量では、海綿状構造と垂角塊状構造との間に差が認められた。根と共生関係にあるアーバスキュラー菌根菌は、土壌団粒の形成に寄与することが先行研究で報告されている（例えば、Siddiky et al., 2012; Thomas et al., 1993）。Thomas et al. (1993) は、アーバスキュラー菌根菌が感染した根系処理区で、根系のみあるいはアーバスキュラー菌根菌の外生菌糸のみの処理区よりも耐水性団粒量が増加したことを明らかにした。Siddiky et al. (2012) は、リゾボックスの実験において、植物根が存在する土壌空間と植物根の影響がなくアーバスキュラー菌根菌のみが存在する土壌空間での土壌構造の発達を調べ、アーバスキュラー菌根菌のみ存在する土壌空間で団粒が発達していることを明らかにした。また、1~2 mm の団粒の形成は根の長さよりもむしろ菌糸の長さに伴っており、2 mm 以上の団粒の形成には細根と菌糸が影響する (Bearden and Petersen, 2000)。従って、自然栽培圃場で観察された海綿状構造の発達には、根圏で生息する糸状菌や内生菌の外生菌糸が影響していることが示唆された。また、スザノ廃菌床圃場では、ヒラタケ生廃菌床が投入されている。ヒラタケ菌は貧栄養環境になると、バクテリアコロニーを分解して窒素を得るために菌糸の伸長を活発化させる (Thorn and Tsuneda, 1993)。また、ヒラタケ生廃菌床はアカマツ林の木質チップを原材料としている。針葉樹の材にはリグニンやセルロース含量が高含量で存在している (ベルク・マクラルティー, 2004)。リグニンなどの難分解性の有機物を分解する主要な菌類は、白色腐朽菌や褐色腐朽菌などの担子菌類や軟腐朽菌などの子のう菌および不完全菌類である (西田, 1989)。従って、ブラジルの自然栽培圃場では、生廃菌床とともに圃場に混入するヒラタケ菌やその他の土壌中に存在する担子菌類などが、リグニンを摂取して増殖し、土壌構造の発達に寄与していることが考えられた。

4-3 高収量自然栽培圃場の土壌品質評価

4-3-1 土壌品質評価について

土壌は、それ自身がかげがえのない貴重な歴史的な自然体であり（田村, 2011）、生態系の基盤を成す多様な重要な機能を有している。貴重な土壌資源を保全するための評価方法として、土壌品質という概念が提唱された（Doran and Parkin, 1994）。土壌品質は、土壌機能のための土壌の最大能力と定義される（Karlen et al., 1997）。土壌品質は、土壌品質指数（SQI）によって評価される。Doran and Parkin（1994）は、土壌品質指数を、（1）生産性、（2）環境品質、（3）人や動物の健康という三つの主な観点から、以下のような式で表現している。

$$SQ = f(SQE1, SQE2, SQE3, SQE4, SQE5, SQE6)$$

ここで、SQE1 は食料と繊維の生産性、SQE2 は土壌侵食性、SQE3 は地下水の品質、SQE4 は表層水の品質、SQE5 は空気の品質、SQE6 は食品の品質である。各 SQE の項目は土壌品質指標と呼ばれる土壌物理性、化学性、生物性などの実際に測定可能な変数から選択された最小データセットの組み合わせによって算出される（Doran and Parkin, 1994; Karlen et al, 2003; Arshad and Martin, 2002）。

土壌品質の概念から、先行研究において、有機農業圃場と慣行農業圃場の土壌品質が評価され、そして比較されている。Karlen et al.（1994）は、10年間不耕起栽培を行ったトウモロコシ圃場において、植物残渣の投入量が増加すると土壌品質指数が増加することを報告した。Edmeades（2003）は、20～120年間の長期にわたる肥料投入圃場と有機物（農業堆肥、スラリー、緑肥）の投入が作物生産性と土壌品質に与える影響をまとめ、有機物の投入した土壌では、土壌有機物含量と土壌動物数の増加、交換性塩基や硝酸態窒素の増加、容積重の低下や孔隙率、透水性、団粒の安定性の増加を報告し、土壌品質が20～120年の間に向上していることを明らかにした。Bhardwaj et al.（2011）は、①慣行区（耕耘＋化学肥料と農薬の投入）、②不耕起区（不耕起＋化学肥料と農薬）、③投入削減区（耕耘＋慣行圃場の30%の化学肥料と農薬＋緑肥）と④有機農業区（耕耘＋無化学肥料と無農薬＋緑肥）の4種類の処理区の土壌品質を比較し、②不耕起区（SQI=1.02）と③投入削減区（SQI=1.01）で①慣行区（SQI=0.92）よりも土壌品質機能が優れていることを報告した。また、土壌品質指数を決定する最小データセットとして、窒素の無機化と有効性、土

壤の安定率、土壌微生物による窒素の処理能力などの項目が選択された (Bhardwaj et al., 2011)。

自然栽培圃場において、一般的な土壌肥沃度診断を行うと、表層土壌への化学肥料の投入がないため、慣行圃場と比較して土壌中の作物生産に関わる土壌化学性の値が低く、土壌肥沃度の評価が低くなることが考えられる。しかし、第2章および第3章から、自然栽培圃場では土壌生物性と土壌物理性、特に土壌構造が発達しており、それらの自然栽培圃場の土壌諸特性を含めた土壌の評価を行う必要がある。

土壌品質指数を評価する場合、その指数を構成する土壌品質指標 (Soil quality indicators) の選択が重要となる。土壌構造は物理性の土壌品質指標の一つであるが、根の物理的な伸長、土壌水やガスの移動性、土壌動物や土壌生物の生息環境など、土壌機能を評価するための重要な指標となる (Hermawan and Cameron, 1993; Pagliari et al., 2004)。しかし、土壌構造を定量化することは難しい。先行研究では、土壌構造そのものではなく、土壌団粒の安定性や耐水性団粒の量、土壌の全炭素含量などで間接的に定量されてきた (Arshad and Martin, 2002; Karlen et al., 1997)。しかし、土壌構造は、ナノスケールからセンチメートルのスケールにわたる土壌の粒子と関連した孔隙の配列として定義されており (Oades, 1993)、耐水性団粒量や土壌炭素含量で土壌構造の複雑性を定量化するのは不十分である。フラクタル次元は、土壌構造の複雑性を定量化するための一つの指標とされている (Dathe et al., 2001; Papadopoulos, 2008; 田村ら, 1993)。本研究では、土壌構造の複雑性を表すフラクタル次元を土壌品質指標の一つとして、土壌品質評価を行った。

本節では、土壌そのものを評価する土壌品質評価法を用いて、自然栽培圃場の土壌を特徴付けるとともに、高収量自然栽培圃場での作物生産に関わる土壌品質指標を明らかにする。

4-3-2 土壌品質指数の算出と土壌品質評価

土壌品質評価の方法は、Bhardwaj et al. (2011) の方法を用いた。初めに、土壌品質評価を行うための目的となる土壌機能を設定する必要がある (Karlen et al., 2003; Bhardwaj et al., 2011)。主な土壌品質評価の目的機能は、(1) 生産性、(2) 環境品質、(3) 人や動物の健康である (Doran and Parkin, 1994)。本章では、自然栽培圃場の生産性に関わる土壌評価を行うため、(1) 生産性を土壌品質評価のための目的土壌機能に設定した。各

圃場の生産性の評価指標として、前章で算出した平均乾物収量を用いた（表 2-2, 表 3-2）。また、土壌品質評価は、第 2 章および第 3 章で調査した恵庭、成田およびスザノの自然栽培圃場と対照圃場の土壌物理性、化学性、生物性の分析データを用いた（表 2-3～表 2-10, 表 3-5～表 3-10）。

土壌品質指標の評価は、(1) 土壌品質指標の選択（最小データセットの作成）、(2) データのスコア化、(3) 土壌品質指標への統合の三つのステップで行われる（Karlen et al., 2003; Bhardwaj et al., 2011）（図 4-7）。最小データセットの作成は、測定された物理性、化学性、生物性の多数の変数から、目的の土壌機能評価に適した変数を土壌品質指標として選択して、グループ化させることである（Karlen et al., 2003; Bhardwaj et al., 2011）。土壌品質指標の選択と最小データセットの作成方法として、Bhardwaj et al. (2011) は調査地点の処理区間に有意差があった変数を土壌品質指標として選択し、その変数で主成分分析を行って最小データセットを作成している。本研究では、第 2 章と第 3 章で有意差があった変数として、土壌物理性では、容積重、透水係数、根群有効良好土層、孔隙面積率、フラクタル次元、土壌生物性の変数として、微生物バイオマス炭素量、微生物バイオマス窒素量、 β -グルコシダーゼ活性量、プロテアーゼ活性量を用いた（表 4-2）。また、有意差のない土壌化学性の変数の選出は、Bhardwaj et al. (2011) や Andrews et al. (2004) を参照に、生産性に関与する土壌変数を選出した。土壌化学性の変数は、全炭素量、交換性カルシウム、塩基飽和度、硝酸態窒素、可給態リン酸を用いた（表 4-2）。Merrill et al. (2013) によると、表層の土壌のみで土壌品質を評価するのではなく、土壌断面で表層土と下層土の土壌品質を統合して土壌品質指数を算出する必要があるとしている。本研究では、土壌断面全体で土壌品質を評価するために、各土壌変数の加重平均値を用いた。加重平均値 (Mw) は以下の式で算出した (Rhoton and Lindbo, 1997)。

$$Mw = \Sigma(T \cdot I) / \Sigma T$$

ここで、 T は層の厚さ (cm)、 I は土壌変数の値である。物理性では 75 cm、化学性では 100 cm、生物性では 20 cm までの層の厚さを最大として加重平均値を算出した（表 4-2）。

土壌品質指標の選択の方法として、Bhardwaj et al. (2011) に準じて、主成分分析を行った。主成分分析は、SPSS ソフトウェア (IBM SPSS Statistics 21) を用いて行った。その結果、四つの主成分に分けられ、各主成分の寄与率 (%) は、主成分 1 で 48.34 %、主成分 2 で 22.79 %、主成分 3 で 11.65 %、主成分 4 で 7.45 % となった（表 4-3）。さらに、各

土壌変数の主成分負荷量を表 4-4, 各変数の成分プロットを図 4-8 に示した。このとき、主成分 1 は土壌化学性と生物性, 主成分 2 は土壌物理性を表していることが考えられた (図 4-8)。主成分 1 の負荷量が高い変数は, 可給態 P, 微生物バイオマス N, 容積重, 塩基飽和度, プロテアーゼ, 透水係数, 微生物バイオマス C, 根群有効良好土層となった (表 4-4)。主成分 2 は, フラクタル次元と孔隙面積率, 主成分 3 では交換性カリウムと硝酸態窒素, 主成分 4 では全炭素量と β -グルコシダーゼがそれぞれ高い負荷量を示した (表 4-4)。多数の土壌変数から, 土壌品質指数を算出するための土壌品質指標の最小データセットを作成する必要がある (Bhardwaj et al., 2011)。Bhardwaj et al. (2011) に準じ, 各主成分で最も高い負荷率である変数を最初に土壌品質指標として選出した。主成分 1 は可給態リン酸, 主成分 2 はフラクタル次元, 主成分 3 は交換性カリウム, 主成分 4 は全炭素がそれぞれ当てはまった。さらに, 各土壌変数でピアソンの相関を取り, 相関係数の絶対値の和が最も高い変数を土壌品質指標として選択した (Bhardwaj et al., 2011) (表 4-5)。本研究では, 容積重が選択された。加えて, 上記土壌品質指標と相関関係が有意水準 10% ($n = 6$) で有意に相関関係がないものを土壌品質指標として選択した。その結果, 微生物バイオマス炭素, 根群有効良好土層, 硝酸態窒素, β -グルコシダーゼが選択された。しかし, 硝酸態窒素はピアソンの相関係数の絶対値の和が最も低い変数であるため, 最小データセットを構築する土壌品質指標からは除外した (Bhardwaj et al., 2011) (表 4-5)。以上から, 最小データセットを構成する土壌品質指標は, 可給態リン酸, 容積重, 微生物バイオマス炭素量, 根群有効良好土層, フラクタル次元, 交換性カリウム, β -グルコシダーゼ, 全炭素量の合計 8 変数となった。さらに, 選択された土壌品質指標の其々の値を 0~1 の相対値にスコア化した (表 4-6)。スコア化の方法は, Liebig et al. (2001) に従った。土壌品質指数を算出する際に, 其々の変数は, (1) 値が高い方がより良い土壌品質指標, (2) 値が低い方がより良い土壌品質指標, (3) 適正值のある土壌品質指標の 3 種類に分けられる (図 4-7)。(1) 値が高い方が良い土壌品質指標は, その土壌品質指標の値の中で最も高い値 (x_h) をスコア 1 とした。その値を基準に, 他の値 (x) については以下の式でスコア値 $S(x)$ を算出した。

$$S(x) = x / x_h \times 1 \quad (\text{式 4-1})$$

一方, (2) 値が低い方が良い土壌品質指標は, その土壌品質指標の値の中で最も低い値 (x_l)

をスコア 1 とした。その値を基準に、他の値 (x) については以下の式でスコア値 S(x) を算出した。

$$S(x) = x_i / x \times 1 \quad (\text{式 4-2})$$

(3) 適正值のある土壌品質指標は、例えば土壌 pH の吸着量などが挙げられる (Andrews et al., 2004)。適正值のある土壌品質指標については、適正值のスコアを 1 とし、変数の値が適正值よりも低いものは式 5-1、高いものは式 5-2 に当てはめてスコア化した。

Bhardwaj et al. (2011) は、各最小データセットを主成分分析の結果から得られた各主成分でまとめており、各主成分の寄与率を最小データセットの重み付け因子 (weighting factor) として各最小データセットのスコア値にかけ合わせて、その和を土壌品質指数としている。本研究では、各主成分の寄与率から算出された重み付け因子は、主成分 1 で 0.536、主成分 2 で 0.253、主成分 3 で 0.129、主成分 4 で 0.083 となった (表 4-3)。以下の式から土壌品質指数 (SQI) を算出した。

$$SQI = \sum_{i=1}^n (W_i \times S_i)$$

ここで W_i は各土壌品質指標 i の重み付け因子 (主成分の重み付け因子)、 S_i は各土壌品質指標 i のスコア値である。

調査圃場の土壌品質指数の結果を図 4-9 にまとめた。土壌品質指数は、恵庭、成田、スザノの 3 地点ともに自然栽培圃場が対照圃場と比較して、それぞれ 15%、26%、59% 高い数値となった。従って、自然栽培圃場は対照圃場と比較して土壌品質が高いことが明らかとなった。また、土壌品質指数の内訳をみると、恵庭と成田の自然栽培圃場では物理性の土壌品質指標の割合が高く、特に根群有効良好土層で対照圃場よりも高い割合を占めた。一方、スザノ自然栽培圃場では、可給態リン酸と微生物バイオマス炭素で対照圃場よりも土壌品質指数を占める割合が高くなった。以上から、自然栽培圃場では土壌品質が高く、特に日本の自然栽培圃場では根群有効良好土層が、スザノ自然栽培圃場では可給態リン酸と微生物バイオマス炭素が土壌品質を高める要因であることが明らかとなった。

4-3-3 高収量自然栽培圃場の生産性に関わる土壌特性

土壌品質指数を構成する土壌品質指標の割合は、自然栽培で物理性指標の割合が高くなった。また、スザノの自然栽培圃場では、生物性指標の割合が高くなった。従って、日本

の自然栽培圃場では土壌物理性が、スザノの自然栽培では生物性が作物生産性に関わる
ことが考察された。

高収量自然栽培圃場の生産性に関わる要因を検討するため、第2章と第3章の各圃場の
平均乾物重量（表 2-2, 表 3-2）と各土壌変数の加重平均値（表 4-2）との間でピアソンの
相関関係を調べた。その結果、根群有効良好土層と孔隙面積率で有意な相関関係が認めら
れた（表 4-7）。また、有意な相関は得られなかったが、フラクタル次元でも高い相関関係
が認められた（表 4-7）。なお、交換性ナトリウムについて、相関係数は 0.791 となったが、
プロットから圃場地点や作物によって分布が分かっていたため、除外した（図 4-10～図
4-12）。

前節において、自然栽培圃場では対照圃場よりも土壌構造が発達し、物理性が優れてい
ることを述べた。特に、恵庭と成田の自然栽培圃場では根群有効良好土層が各対照圃場と
比較して厚く、土壌品質評価でも土壌品質を高める一つの要因であった。根群有効良好土
層の深度は、土壌生産性に影響する。有効土層が 100 cm から 20 cm に減少すると、土壌
品質が悪化し、生産性が減少する（Rhoton and Lindbo, 1997）。土壌流亡による表土の減
少が作物収量を減少させるが、それは特に、化学肥料などの投入がない場合に顕著に現れ
る（Den Biggelaar et al., 2003; Lal 2009; Salako et al., 2007）。逆をいえば、無肥料で行
う場合に収量を上げたければ、土壌の作土深を増加させれば良いことを示している。根群
有効良好土層とは、細根が伸長可能な土層の深さを示す（三枝, 2014; 藤原ら, 2010）。土
壌中の作物に必要な養分の吸収には、主根よりも細根や根毛の働きが大きい。従って、細
根が伸長可能な土壌深度が増加することは、植物根の養分吸収可能な土壌体積が増加する
ことを意味する。

そこで、恵庭、成田およびスザノの自然栽培圃場と対照圃場の根群有効良好土層までの
養分を比較した。さらに、北海道および千葉県が定める施肥基準（北海道農政部, 2010; 千
葉県, 2009）から、根群有効良好土層が 20 cm と仮定し、調査圃場と同様の容積重におい
て根群有効良好土層までの養分を算出して比較した（表 4-8, 表 4-9）。初めに、各地点の
自然栽培圃場と対照圃場の各層毎の交換性塩基量を比較し、施肥基準を満たしているかど
うかを調べた。その際、恵庭圃場は北海道施肥基準、成田圃場とスザノ圃場は千葉県施肥
基準と比較した。その結果、カルシウム含量について、恵庭自然栽培圃場では表層から 2A3
層で施肥基準を満たした（表 4-8）。一方、成田およびスザノ自然栽培圃場は全層において

施肥基準である $370\sim 550\text{ mg }100\text{ g}^{-1}$ を満たさなかった。マグネシウム含量は恵庭自然栽培圃場では施肥基準である $25\sim 45\text{ mg }100\text{ g}^{-1}$ よりも低く、施肥基準は満たされていなかった（表 4-8）。成田自然栽培圃場では Ap~A2 層、スザノ自然栽培圃場では Ap1~Ap2 層で $56.1\sim 66.8\text{ mg }100\text{ g}^{-1}$ となり、千葉県の実験圃場の施肥基準を満たしたが、その値は施肥基準の下限程度であった。カリウム含量は、恵庭自然栽培圃場の Ap 層と成田自然栽培圃場の Ap 層で基準の下限で満たしたが、その層位以外は施肥基準が満たされていなかった（表 4-8）。また、スザノ圃場では、全層でカリウム含量の施肥基準は満たされていなかった。可給態リン酸は、スザノ自然栽培圃場の最表層で千葉県の施肥基準を大きく上回った。恵庭および成田自然栽培圃場の表層では各施肥基準の下限の値であった。以上から、自然栽培圃場は、スザノ自然栽培圃場の最表層の可給態リン酸を除くほぼ全ての交換性塩基の表層での濃度は、施肥基準の下限かそれを下回る値であった。

一方、有効土層までの養分を比較すると、根群有効良好土層が対照圃場と比較して 2.5 倍、5 倍の厚さである恵庭と成田の自然栽培圃場では、全炭素量と全窒素量、硝酸態窒素量が約 2 倍対照圃場よりも高くなった。交換性カルシウム含量と交換性マグネシウム含量は、恵庭圃場では同程度、成田圃場では 1.6 倍になった。また、根群有効良好土層を 20 cm と仮定したときの各施肥基準の土壌養分量と比較した結果、恵庭および成田の自然栽培圃場でカルシウム含量は施肥基準よりも大きく上回った。また、マグネシウム含量も恵庭およびスザノの自然栽培圃場では施肥基準の上限の値に近くなり、成田自然栽培圃場では基準値を上回った。さらに、自然栽培圃場では表層の施肥基準は満たされていなかったカルシウム含量は、3 圃場ともに施肥基準を満たした。可給態リン酸について、恵庭自然栽培圃場で基準値を満たした。以上から、厚い根群有効良好土層は、植物根が養分を吸収できる潜在的な土壌体積を増加させる。すなわち、恵庭と成田の自然栽培圃場では厚い根群有効良好土層の発達によって、根が吸収可能な土壌養分が増加する。そのことが、高い生産性に影響していると考えられた。

一方、成田とスザノの自然栽培圃場では、可給態リン酸は施肥基準を下回っていた。低いリン酸含量の土壌は高いリン酸含量の土壌と比較して植物根長や根のターンオーバー、リン酸の吸収が増加する（Lambers et al. 2006）。従って、土壌中のリン酸含量が低い自然栽培圃場では、植物根長が伸びるとともに土壌中のリン酸の吸収が促進されていることが考えられた。植物根は、有機酸などの分泌物を根から浸出させ、根圏土壌を酸性化させ

てリン酸を可溶化させていることが幾つかの植物種（例えば、ヒヨコマメ）で報告されている（有原, 2009）。従って、可給態リン酸は常に土壌から植物に可溶化されて、ただちに植物に吸収されていることが考えられるため、自然栽培圃場におけるリン酸の物質循環を議論する際は、土壌に固定されている難溶性リン酸や鉱物中に含まれるリン酸を含めた全リン酸を測定する必要がある。

さらに、植物根の伸長可能領域の増加と植物根の養分吸収との関係について、Silberbush and Barber (1983) によると、根の吸収に関わる生理的なパラメーターより、根の伸長速度や根の直径といった形態的なパラメーターの方が、カリウムの吸収量に顕著な影響を与えることが報告されている。特に、根長の増加により根系が利用できる土壌が開拓されることが、カリウムの吸収に最も効果がある（中元, 2009）。また、根長の増加により根相互間の距離が減少して吸収に競合が生じる場合や、根長の増加に応じて根の直径が小さくなるような場合にも、根が長くなることがカリウムの吸収に効果的である（Silberbush and Barber, 1983）。リン酸イオンは土壌中の移動速度が小さいため、細い根であっても根が長くなることが吸収にさらに有利にはたらく（中元, 2009）。従って、自然栽培における深い層まで発達する厚い根群有効良好土層は、植物根が吸収可能な養分量の増加だけではなく、植物細根のリン酸やカリウムを含めた土壌養分の吸収においても重要であることが考えられた。

次に孔隙面積率とフラクタル次元が自然栽培圃場の生産性に与える影響について考察する。土壌薄片観察による孔隙面積率の増加は、土壌の孔隙率の増加を表している。土壌孔隙率の増加は、植物根の物理的な伸長を促進したり（Pardo et al., 2000）、透水性を向上させて表面の土壌流亡を阻止したりする（Le Bissonnais and Arrouays, 1997）。また、毛管孔隙を増加させて保水性を増加させ、土壌中のガス移動にも影響する（Bronic and Lal, 2005; Dexter, 1988）。さらに、土壌動物や土壌微生物の居住空間を増加させる（Bronic and Lal, 2005; Elliott et al., 1980）。フラクタル次元の増加は土壌構造の複雑性が高いことを表すが（田村ら, 1993; Papadopoulos, 2008; Senesi and Boddy, 2002）、3次元で考えると土壌の比表面積の増加を意味する（田村ら, 1993; Ersahin et al. 2006）。土壌の比表面積の増加は、土壌溶液と粘土や有機物などの固相間のイオン交換反応の場や CEC を増加させる（Ersahin et al. 2006）。さらに、土壌表面の3次元空間の増加によって、土壌微生物などのコロニー形成の場が増加する（Verran and Boyd, 2001）。Hassink et al. (1993) は、

細菌バイオマス炭素量と土壌体積あたりの $0.2\sim 1.2\ \mu\text{m}$ の孔隙量との間に正の相関関係があることを明らかにした。さらに、土壌構造を形成する組成成分の多様性（例えば、粘土組成や有機物組成、そのサイズや荷電などの違い）によって、土壌微生物の生息環境は多様化する（Chenu and Stotzky, 2002）。土壌微生物の住み分けは、多様な土壌団粒サイズや孔隙サイズの配分間で生じる（服部, 1967; Hattori et al., 1976; Ranjard and Richaume, 2001; 仁王・山岸, 1971）。細菌のコロニーは、直径 $2.5\sim 9\ \mu\text{m}$ または $6\ \mu\text{m}$ 以下の細孔隙で形成する傾向がある（Ranjard and Richaume, 2001; Young and Ritz 2000）。また、細菌の種類でも、乾燥に弱いグラム陰性菌は、グラム陽性菌よりも、より水分環境の安定した土壌団粒内部（毛管孔隙）に多く生息する（服部, 1967）。一方、糸状菌は細菌よりも乾燥に強く菌体サイズも大きいため、粗孔隙により多く生息する（Young and Ritz 2000）。Young and Ritz (2000) や Young and Crawford (2004) は、フラクタル次元の高い土壌構造では、酸素の拡散速度が高くなるため、土着微生物の活性が高まることを言及した。従って、フラクタル次元の高い土壌構造では、土壌微生物バイオマス量や活性量が増加したり、土壌微生物群集構造が多様化したりすることが考えられる。

いくつかの先行研究では、無施肥区や有機農業区では、土壌微生物バイオマス窒素やリンが植物への主な養分供給源であることが示されている（Jenkinson and Ladd 1981）。Jenkinson and Ladd (1981) は、土壌微生物によって代謝された窒素およびリンを代謝回転速度（2.5年）から算出し、微生物によって代謝された窒素やリンが植物の養分供給源として重要であることを示した。さらに、土壌微生物は、有機物の分解や無機化、窒素固定、脱窒などを通して、土壌圏—大気圏—生物圏間の養分循環に関わる（久馬, 1997）。無施肥や有機農業の試験区では、土壌中の炭素量や窒素量が安定化し、土壌微生物による窒素固定が行われていることが示唆されている（葉田ら, 2006; 小田・宝川, 2011）。従って、自然栽培圃場では、物理性の改善による土壌微生物の活性化が自然栽培圃場での生産性に影響していることが考えられた。

4-4 本研究の総括

本研究で得られた結果から、自然栽培が土壌の諸性質に及ぼす影響について以下に考察した。その概略図を図 4-13 に示した。

第 1 章より、自然栽培とは、「化学肥料および農薬、有機肥料（魚カス、骨粉、動物性堆肥などを含む）を一切使用することなく、土壌と作物そのものがもつ本来の力を発揮させることで作物を栽培する農法である」と定義した。さらに、自然栽培圃場の栽培管理は、無農薬、無化学肥料、無動物性堆肥で、適度な除草や浅耕を行う。また、圃場へは有機物資材のみ投入し、恵庭自然栽培圃場では雑草マルチ、成田自然栽培圃場ではトウモロコシの茎マルチ、スザノ廃菌床圃場ではヒラタケ生廃菌床を使用する。その投入量は、恵庭と成田の自然栽培圃場では毎年 $4.0 \times 10^{-4} \text{ t ha}^{-1}$ で投入量は少量であるが、スザノ廃菌床圃場では毎年 $18.6 \sim 37.2 \text{ t ha}^{-1}$ の多量の有機物資材が投入される。自然栽培圃場では、人為的な農薬や除草剤、窒素、リン酸、カリウムなどの化学肥料の施用を行っていない。従って、表層の作土層では、恵庭自然栽培圃場や成田自然栽培圃場では交換性塩基や可給態リン酸、スザノ廃菌床圃場では硝酸態窒素濃度などの土壌養分が慣行栽培と比較して低い（第 2 章と第 3 章の化学性結果）。広葉樹－松混合林において、窒素肥料を施用していない区の細根量は、窒素肥料を施用している区よりも $0 \sim 10 \text{ cm}$ で 13 %、 $10 \sim 20 \text{ cm}$ で 34 % 高くなる（Wang et al., 2012）。同様の傾向が、ブラジルのユーカリ林の $0 \sim 30 \text{ cm}$ における細根でも報告されている（Jourdan et al., 2008）。また、局所的な肥料の存在によって、植物の主根および側根の伸長が阻害される（二瓶ら, 2013）。さらに、貧栄養土壌では、植物根の垂直分布は下方向まで及ぶ（ドゥ クルーン・ヴィサー, 2008）。従って、自然栽培圃場では、植物根量が増加し、さらに植物根の垂直分布は下方向まで広がることが考えられる。また、一般的に農薬の不使用によって土壌動物や土壌微生物のバイオマスと多様性は農薬を使用する慣行圃場よりも高くなる。さらに、窒素やリンの施用が低いまたは無施用の圃場では、窒素やリンを多量に施用する圃場よりも根に共生する根圏微生物の感染率や多様性が減少する（Yoshimura et al., 2013）。本論文の第 2 章と第 3 章の結果から、恵庭、成田、スザノの自然栽培圃場では、土壌微生物バイオマス量が増加した。また、恵庭、スザノの自然栽培圃場の表層では、土壌薄片観察から土壌動物の活動が活発化した。そして、3 地点の自然栽培圃場ともに、土壌薄片観察から植物根残渣や菌糸組織などの基本有機組成分が対照圃場よりも多く観察され、成田、スザノの自然栽培圃場では、植物根量が増加し、内生菌の感染率が表層から下層まで多く観察された。以上から、自然栽培圃場では、作物根や土壌動物、土壌微生物の量の増加や活性量の増加が高く、さらに、それらの活動領域できる分布領域が土壌の深度の深くまで拡大していることが考えられた。

植物根や土壌動物、土壌微生物は土壌構造の発達に直接あるいは間接的な影響を与える（例えば Oades, 1993）。第 2 章、第 3 章の土壌薄片観察から、自然栽培圃場では、表層で発達強度の小粒状構造、作土層直下の層と下層で海綿状構造が発達していた。さらに、本章の 4-2-2 で述べたように、小粒状構造の発達には植物根や土壌動物、土壌微生物の働きが、海綿状構造の発達には根圏に生息する糸状菌や内生菌の菌糸が関係していることが考えられた。

自然栽培圃場では、植物根や土壌動物、土壌微生物の活性化に伴い、表層から下層土まで孔隙面積率と土壌複雑性の高い土壌構造が発達する。従って、一般的には作土層直下に形成する圧密化した層が崩れ、細根が伸長可能な土壌の 3 次元空間が土壌の深層まで拡大する。つまり、自然栽培圃場では根群有効良好土層が厚くなる。本章の 4-3 から、高い孔隙面積や高い土壌孔隙のフラクタル次元をもつ土壌構造の発達による根群有効良好土層の発達が土壌品質を高め、自然栽培圃場での作物生産性を高める要因であることが示唆された。

根群有効良好土層は、細根や根毛が伸長可能な土層空間のことである（三枝, 2014; 藤原ら, 2010）。細根と根毛 (root hair) は、養水分吸収に関して根系内で重要である (Dumortier, 1991)。特に、根長の長い細根は、カリウムやリンの吸収を高める (Robinson et al., 1994)。このことは、養分獲得に関わっている細根の伸長可能な土壌空間の増加が、カリウムやリンの養分吸収を増加させることを示唆している。また、下層土壌は表層土壌よりも土壌水分や土壌ガスの急激な変化はなく、ある程度安定している。Moroke et al. (2005) は、乾燥地域におけるソルガムやヒマワリの栽培において、生育後期における植物根の利用する土壌水分源として 1.0~1.8 m 下層土が重要であることを報告した。また、硝酸態窒素やカリウムなどは溶脱速度が速く、土壌表層よりも下層に存在量が多い (中元, 2009)。従って、細根が土壌の深層まで伸長することは、植物生育に必要な土壌養分の獲得に貢献していることが考えられる。また、土壌深層に生きている根が少しでも存在していることは、特に乾燥地において非常に重要である。深根性の植物が夜間に深層の水分を表層へ輸送する現象をハイドロリック・リフト (hydraulic lift) と呼ぶが (Richards and Caldwell, 1987), この現象によって、その付近に生育していても浅根性のための深層の水分を直接吸収できない植物が、深層の水を得ることができる (Dawson 1993)。従って、根圏の下層土への伸長は、下層土から植物体への養分の移行だけではなく、植物根や植物残渣の土壌への還元により、下層土から表層土壌への養分移動も行われていることが考えられる。

さらに、根は、根圏集積 (rhizodeposition) と総称される様々な過程によって、多量の炭素を周辺の土壤に放出している (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。根圏集積には根からの浸出物・分泌物, 溶解物, 脱落細胞, ムシゲル (mucilage), ガスが含まれており, また, 根のターンオーバー, 潤滑, 溶質交換などに直接関与する過程も含んでいる (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。さらに、根はガス交換や養水分吸収によって、周囲の土壤を変化させるため、根の周辺の土壤における生物相は、根が分布しない土壤とは著しく異なっている (ドゥ クルーン・ヴィザー, 2008)。根からの浸出物は、根の周辺における養分の可給性を向上させるために分泌されるが、それらの植物根から放出された浸出物の炭素の多くは、従属栄養微生物の基質として利用される。これらの微生物は、多くの場合、土壤中の炭素によって制限を受けている (Darrah, 1998)。そのため、一般に非根圏土壤と比較して、根圏土壤において多くの微生物が生息する。ムシゲルの分泌も、根圏集積の重要な機能の1つである (McCully, 1999)。ムシゲルは土壤粒子どうしや、土壤粒子と根冠近くの根の表面を接着する。これによって、土壤の水分が失われても、根の周辺に水分を保持することができる。また、土壤構造の保持にも重要な役割を果たしている。

土壤は不均一性を有する。気候、母材、地形、植生、生物的活動との間の相互作用や継続時間などの要因が組み合わさり (大羽・永塚, 1988)、その結果として土壤が発達し、不均一性が生じる (Rowell, 1994)。このような相互作用は土壤中で均一には生じないので、土壤は動的で三次元的なモザイクであり、それぞれの部分が異なる性質をもつ (ドゥ クルーン・ヴィザー 2008)。土壤微細形態において、フラクタル次元の高い土壤構造は、複雑性の高い土壤であり (例えば, Senesi and Boddy, 2002)、三次元として考えるとペッドの表面の比表面積を増加させることが考えられる (田村ら, 1993; Ersahin et al. 2006)。ペッドの比表面積の増加は、土壤塩基の交換反応を行う場や CEC を増加させたり (Ersahin et al. 2006)、土壤微生物の生息環境を多様化させたり (Chenu and Stotzky, 2002)、土壤生物の棲み分け空間を拡大させたりする (Verran, 2001)。従って、土壤構造が表層から下層まで発達することによって、表層から下層まで土壤溶液やガスの濃度分布が多様化すること、下層まで植物根が発達して根圏領域が拡大すること、土壤構造の発達により土壤中の孔隙配列や土壤粒子および有機物の組み合わせが多様化することなど、自然栽培圃場の土壤では、土壤構造の発達により、ミクロからマクロスケールにおける土壤環境が多様化する。そのことが、植物根や土壤動物、そして土壤微生物による土壤生態系を様々な

スケールで多様化させる。そして、土壤環境のマクロからミクロスケールでの多様性によって支えられた土壤生態系の多様化が、自然栽培圃場の土壤品質を高め、自然栽培圃場の作物生産を高めていることが考えられた。

4-4 今後の課題と展望

日本を含めた世界各国において環境生態系に配慮した代替農業が着目されており、環境負荷を低減した持続可能な農業技術の開発が求められている。しかしながら、有機農業や自然栽培の先行研究では、土壤を独立の歴史的な自然物として捉え生成過程から土壤を把握してゆくペドロジーの立場から自然栽培圃場の土壤を研究した事例はほとんどなかった。しかし、本論文によって高収量を実現している自然栽培圃場では、土壤構造が表層から下層土まで発達していることが土壤薄片観察から明らかとなった。さらに、それらの土壤構造の発達には、耕耘機を用いた人為的な耕耘によるものではなく、植物根や植物根圏の糸状菌や内生菌の働きが関与していることが示唆された。そして、表層から下層土までの土壤構造の発達が、自然栽培圃場の土壤品質を高め、作物生産性に寄与していることを示した。最後に、自然栽培や有機農業を含めた、環境保全型の持続可能な農業技術の発展のために、土壤構造の発達による土壤環境の多様性を含めた植物圏—大気圏—土壤圏—土壤微生物圏の養分循環による作物生産技術に関する研究を行うべきであることを提言し、本論文の課題と展望を簡単に述べ、本論文の締めくくりとする。

本研究によって、自然栽培圃場では表層では小粒状構造、下層土では海綿状構造が発達していることを明らかにした。しかし、本研究では 3 圃場のための調査であり、本論文で得られた土壤構造に関する結果が自然栽培圃場で普遍的に認められるかどうか調査地点を増やして明らかにする必要がある。また、本研究では自然栽培圃場を比較する際の対照圃場が隣接する圃場であったため、各農家によって栽培方法にバラつきが生じた。今後は、そのようなバラつきをなくすために、自然栽培圃場および対照圃場を自ら設定し、実験圃場にて圃場試験を行う必要がある。そして、本論文の調査地である、黒ぼく土と亜熱帯で生成する Oxic 層は、本来の土壤の性質として物理性に優れた土壤であり、土壤生成学的に海綿状構造や小粒状構造が認められる。従って、自然栽培管理による土壤微細構造の発達なのか、土壤生成学的な土壤微細構造の発達なのかを区別するために、今後は、さらに詳細な有機—無機複合体の微細分析を行う必要がある。

本研究では、自然栽培圃場では、土壌構造の発達による微生物の生息環境の多様化が作物生産性に関与していることを示唆した。代替農業体系や持続可能な農業などの環境に配慮した農業および農法は、土壌中の窒素固定や害虫と捕食者の関係にみられるような自然のプロセスを農業生産の過程に取り入れる農業技術体系を推奨する。しかし、その研究は単一種や培地内など、個々の成果にとどまっており、土壌環境中での研究事例は全体として乏しい。本研究によって、自然栽培圃場では、土壌構造が表層から下層まで発達し、土壌微生物や土壌動物の生息環境を支える土壌環境がマイクロからマクロスケールで多様化することが明らかとなった。今後は、自然栽培圃場の養分循環の重要な役割を担う土壌微生物群の生息環境としての土壌環境の多様性を含めて、自然栽培圃場における栽培作物への養分供給メカニズムを解明する必要がある。

表 4-1 本研究における高収量自然栽培圃場のまとめ

図 4-1 各土壌微細構造のフラクタル次元

図 4-3 各土壌微細構造のフラクタル次元と微生物バイオマス炭素量との関係

図 4-5 各土壌微細構造のフラクタル次元と内生菌感染率を掛けた細根量との関係

図 4-6 各土壌微細構造のフラクタル次元と菌糸観察率を掛けた細根量との関係

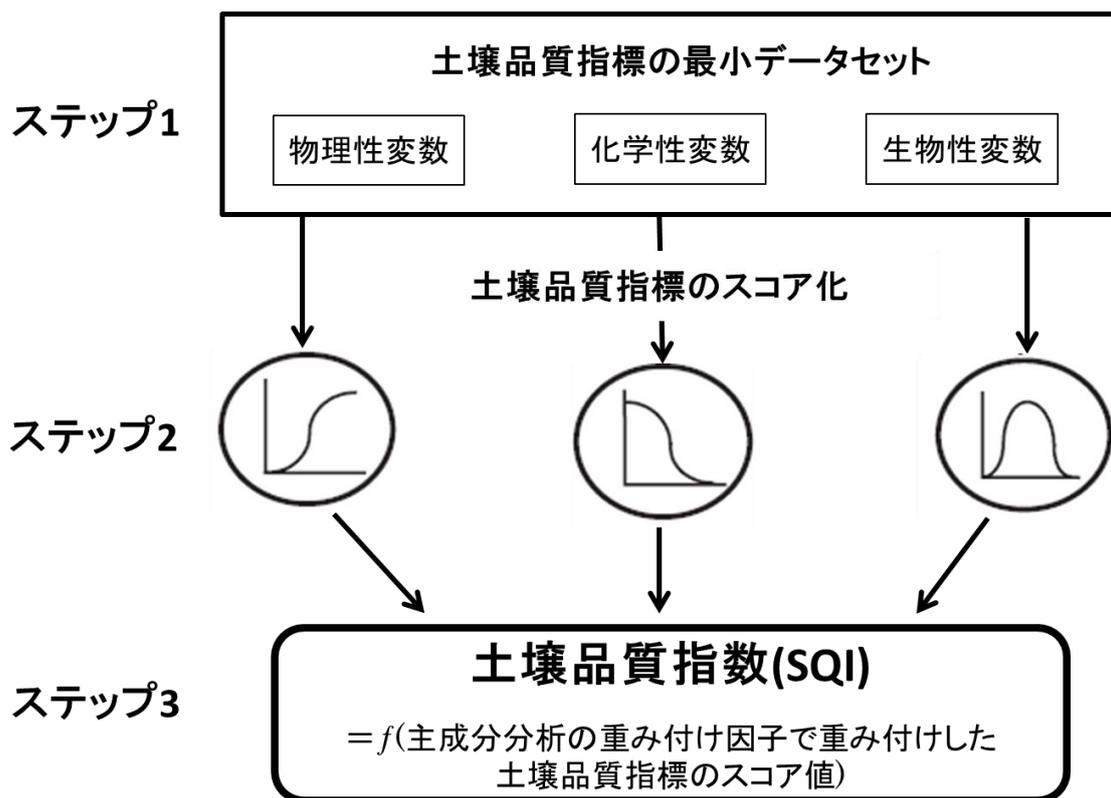


図 4-7 土壤品質指数の算出手順 [Karlen et al. (2003) から引用・改変]

表 4-2 調査圃場の土壌の物理性, 化学性, 生物性の土壌変数の加重平均値

表 4-3 主成分分析による各主成分の固有値，寄与率および土壌品質指数の算出に用いる
主成分重み付け因子

図 4-8 成分プロット

表 4-5 各土壌変数におけるピアソンの相関係数と相関係数の絶対値の和

図 4-9 調査圃場の土壌品質指数

図 4-10 土壤物理性の加重平均値と平均乾物収量との関係

図 4-11 土壤化学性の加重平均値と平均乾物収量との関係

図 4-12 土壤生物性の加重平均値と平均乾物収量との関係

表 4-7 土壌因子と平均乾物収量との相関係数

表 4-9 調査圃場の根群有効土層までの土壌化学性

--	--	--	--	--	--

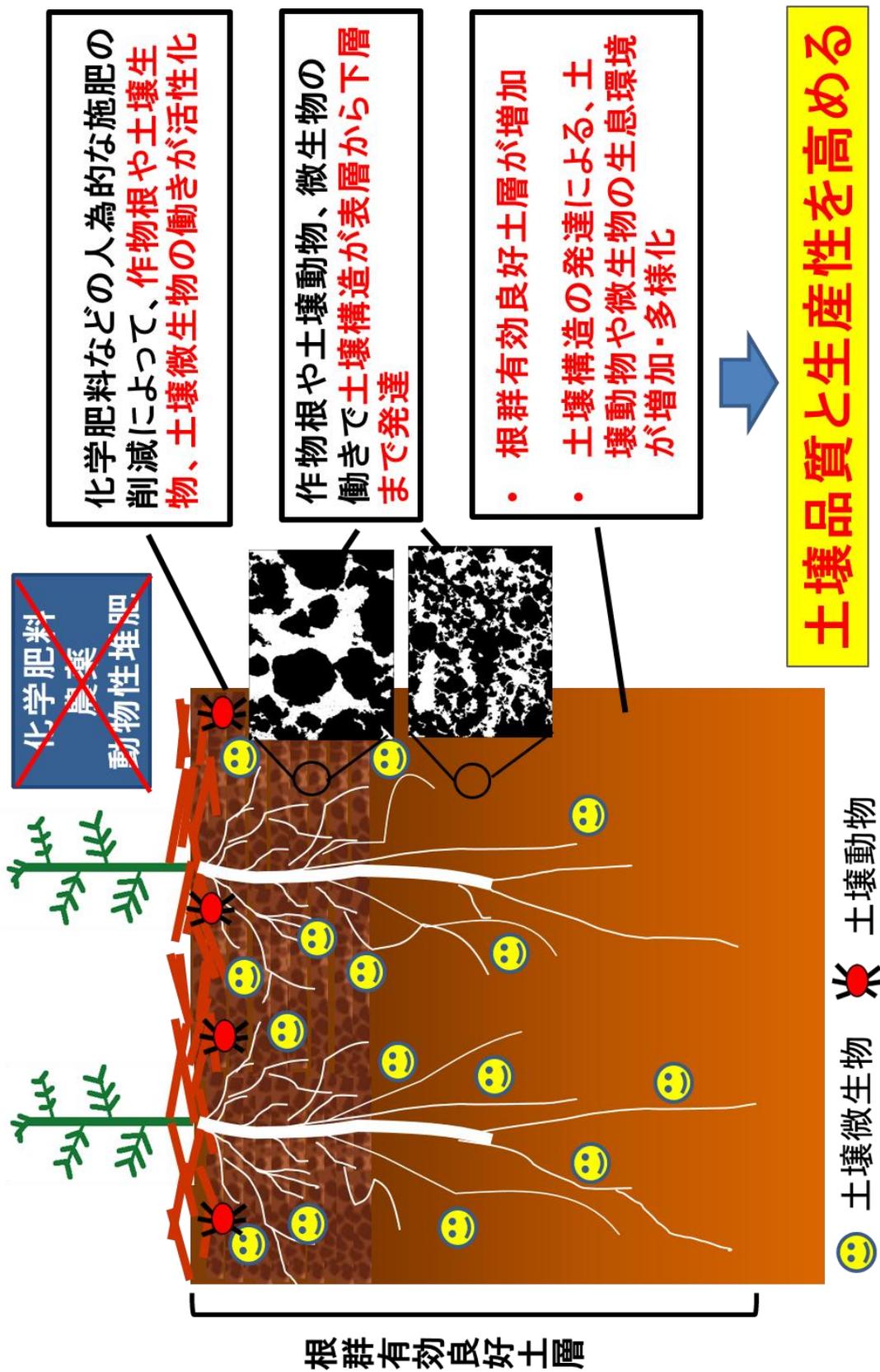


図 4-13 自然栽培が土壌の諸性質に及ぼす影響

謝辞

本研究を行うにあたり、筑波大学生命環境系の田村憲司教授には、現地調査から研究全般にわたり、始終熱心な御指導、御鞭撻を賜りました。先生から研究に関わることだけでなく、土壌学への情熱、さらにこれからの将来についても多大な薫陶を受けられたことは、私にとって最大の幸運です。心より感謝申し上げます。また、筑波大学の東照雄特命教授には、親切な御指導、御助言を頂きました。筑波大学生命環境系の山路恵子准教授には、微生物研究において懇切なご指導と温かい御激励を賜りました。ここに厚く御礼申し上げます。

本論文の執筆にあたり、筑波大学生命環境系の林 久喜教授および楊 英男准教授には有益なご助言を賜りました。独立行政法人国際農林水産業研究センターの小田正人博士には、自然栽培圃場の貴重な研究フィールドの御紹介から貴重な御助言まで多くの面で御尽力を賜りました。筑波大学生命環境系の浅野眞希助教には、実験からデータのまとめ方に至るまで、親切な御指導と御助言を賜りました。

生産法人ナチュラルシードの石井吉彦氏には、大変貴重な圃場における調査を快く引き受けて下さったことをはじめ、研究に関する貴重な御助言や温かい御激励を賜りました。恵庭おやこふれあい農園園長、恵子ガーデン・樹医博士の坂本一雄氏には、大変貴重な圃場における土壌調査および土壌試料の提供を快く引き受けて下さり、また研究に関する貴重な御助言から現地調査のご協力に至るまで大変な御尽力、御心遣いを頂きました。ブラジルサンパウロ州 SitioTKM の林 幸美氏には、研究に関する貴重な御助言から現地調査のご協力まで大変な御尽力、御心遣いを頂きました。ブラジルサンパウロ州スザノ圃場の中村夫妻、古賀氏には、大変貴重な圃場における調査を快く引き受けて下さったことをはじめ、現地調査のご協力まで大変な御尽力、御心遣いを頂きました。千葉県成田市の石井絹子氏には、大変貴重な圃場での調査を快く引き受けて下さり、また御激励を賜りました。北海道恵庭市の永嶋邦夫氏には、大変貴重な圃場における土壌試料の提供を快く引き受けて下さいました。

筑波大学生命環境系の阿部 淳一ピーター助教には、ブラジルキノコ廃菌床に関する貴重なご助言や SEM 分析に関する丁寧なご指導を賜りました。筑波大学生命環境系の松山茂講師には、土壌中のエルゴステロール分析に関する丁寧な御指導と貴重なご助言を頂きまし

た。研究独立行政法人国際農林水産業研究センターの鳥山和伸博士、宝船靖和博士には、研究についての貴重な御助言と温かい御激励を頂きました。山梨大学大学院医学工学総合研究科の中田美紀准教授には、ブラジル自然栽培研究に関する貴重なご助言と温かいご激励を賜りました。独立行政法人農業環境技術研究所の江口定夫博士には、圃場での窒素循環に関する貴重な御助言、御指導を賜りました。東北大学大学院農学研究科の南條正巳教授および独立行政法人農業環境技術研究所の名城大学農学部の磯井俊行教授には、窒素固定微生物に関して貴重な御助言や温かい御激励を賜りました。

北海道千歳市ありがとうファームの荒敏恭氏、荒眞理子氏、ブラジルサンパウロ州 Mafes のロベルト新一 迫氏、炭素循環農法の城 雄二氏には、自然栽培の熱意に満ちた御話や温かい御激励を頂きました。株式会社ナチュラル・ハーモニー自然栽培農家の仲居主一氏には、大変貴重な圃場での土壌断面調査をはじめ、貴重な御話や温かい御激励を頂きました。埼玉県富士見市自然栽培農家の関野幸生氏には、自然栽培における貴重な御話や圃場の見学をさせて頂きました。

土壌分析では、筑波大学研究基盤総合センターオープンファシリティの協力を頂きました。独立行政法人農業食品産業技術総合研究機構の江口哲也博士、独立行政法人農研機構中央農業総合研究センターの若林正吉博士、筑波大学生命環境系の高橋純子博士、独立行政法人農業環境技術研究所の須田碧海博士には、研究における親切な御指導、御助言を頂きました。筑波大学土壌環境科学研究室の羽生一予博士には、研究における温かいご指導や御激励を頂きました。筑波大学生命環境学群の島田宏明氏には、成田およびブラジルの現地調査や土壌分析において、温かいご協力、ご尽力下さいました。筑波大学土壌環境化学研究室の皆様方には、研究をまとめるにあたり、始終御指導、御助言を頂くとともに、温かい御激励を賜りました。

本研究の一部は、平成 26 年度日本科学協会の笹川科学研究助成(26-507)の支援を受けて行われました。以上のように、多くの方々の御協力によって本研究を行うことができました。心よりお礼申し上げます。皆様、本当にありがとうございました。最後に、私の最大の理解者であり、研究生生活を支えて下さった両親と家族に深く感謝申し上げます。

引用文献

- Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The soil management assessment framework. *Soil Science Society of America Journal* 68, 1945–1962.
- 有原 丈二, 2009. リン酸の可溶化. 根の事典編集委員会編, 根の事典. 朝倉書店, 東京, pp. 297–299.
- Arshad, M.A., Martin, S., 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 153–160.
- Asano, M., Wagai, R., 2014. Evidence of aggregate hierarchy at micro- to submicron scales in an allophanic Andisol. *Geoderma* 216, 62–74.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53, 215–230.
- Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1471–1479.
- Barański, M., Średnicka-Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G.B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., Gromadzka-Ostrowska, J., Rembiałkowska, E., Skwarło-Sońta, K., Tahvonen, R., Janovská, D., Niggli, U., Nicot, P., Leifert, C., 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. *British Journal of Nutrition* 112, 794–811.
- Barrow, J.R., 2003. Atypical morphology of dark septa fungal root endophytes of *Bouteloua* in arid south western U.S.A. rangelands. *Mycorrhiza* 13, 239–247.
- Bearden, B.N., Petersen, L., 2000. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi on soil structure and aggregate stability of a vertisol. *Plant and Soil* 218, 173–183.
- ベルク, B., マクラルティエ, C., (大園 享司 訳), 2004. 森林生態系の落葉分解と腐食形態. シュプリンガー・フェアラーク東京, 東京, pp. 49–54.
- Bhardwaj, A.K., Jasrotia, P., Hamilton, S.K., Robertson, G.P., 2011. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, 419–429.
- Böhm, W., 1979. *Methods of studying root systems*. Springer-Verlag, New York, 188 pp.
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2008. *The nature and properties of soils*, revised 14th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, pp. 76–172.
- Bronick, C. J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22.
- Brundtland, G.H., 1987. *Our common future*. World Commission on Environment and Development, Brussels.

- Bullock, P., Fedoroff, N., Jongerius, A., Stoops, G., Tursina, T., 1985. Handbook for soil thin section description. Waine Research Publications, Albrighton, 152 pp.
- Canarache, A., Vintila, I., Munteanu, I., 2006. Elsevier's Dictionary of Soil Science, Definitions in English with French, German, and Spanish Word Translations, Elsevier, Amsterdam, Boston, Heidelberg, London, New York, Oxford, Raris, San Diego, San Francisco, Singapore, Sydney, Tokyo, p. 868.
- カーソン, R., (青樹 築一 訳), 1974. 沈黙の春. 新潮文庫, 東京, 394 pp.
- Cavagnaro, T.R., Jackson, L.E., Scow, K.M., Hristova, K. R., 2007. Effects of Arbuscular Mycorrhizas on Ammonia Oxidizing Bacteria in an Organic Farm Soil. *Microbial Ecology* 54, 618–624.
- Chenu, C., Stotzky, G., 2002. 1. Interactions between microorganisms and soil particles: an overview, in: Huang, P.M., Bollag, J.-M., Senesi, N. (Eds.), *Interactions between soil particles and microorganisms, Impact on the Terrestrial ecosystem*, Volume 8. John Wiley and Sons, New York, pp.4–40.
- 千葉県, 2009. 主要農作物等施肥基準. 千葉県, pp. 19–28.
- Clark, M.S., Horwath, W.R., Shennan, C., Scow, K.M., 1998. Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal*, 90, 662–671.
- Climate-Data.Org., 2015a. 気候: 恵庭市. <http://ja.climate-data.org/location/4194/>, (2015年12月25日)
- Climate-Data.Org., 2015b. 気候: 成田市. <http://ja.climate-data.org/location/764720/>, (2015年12月25日)
- Climate-Data.Org., 2015c. 気候: Suzano. <http://ja.climate-data.org/location/10722/>, (2015年12月25日)
- Committee on the role of alternative farming methods in modern production agriculture, Board on agriculture, National research council, 1989. *Alternative agriculture*. The national Academy Press, Wahington, DC. 464 pp.
- Cooper, M., Vidal-Torrada, P., Chaplot, V., 2005. Origin of microaggregates in soils with ferrallic horizons. *Scientia Agricola* 62, 256–263.
- Curtin, J.S., Mullen, G.J., 2007. Physical properties of some intensively cultivated soils of Ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation and Development* 18, 355–368.
- Darrah, P.R., 1998. Interactions between root exudates, mineral nutrition and plant growth. *Inherent variation in plant growth. Physiological mechanisms and ecological consequences*, 159–181.
- Dathe, A., Eins, S., Niemeyer, J., Gerold, G., 2001. The surface fractal dimension of the

- soil-pore interface as measured by image analysis. *Geoderma* 103, 203–229.
- Dawson, T.E., 1993. Hydraulic lift and water use by plants: implications for water balance, performance and plant-plant interactions. *Oecologia* 95, 565–574.
- ドゥ クルーン, H. ヴィサー, E.J.W., (森田 茂紀, 田島 涼介 監訳), 2008. 根の生態学. シュプリンガー・ジャパン, 東京, 364 pp.
- Den Biggelaar, C., Lal, R., Wiebe, K., Breneman, V., 2003. The global impact of soil erosion on productivity: I: Absolute and relative erosion-induced yield losses. *Advances in agronomy* 81, 1–48.
- Dexter, 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research* 11, 199–238.
- 土壤微生物研究会, 1992. 土壤微生物実験法. 養賢堂, 東京, pp. 174–185.
- 土壤環境分析法編集委員会, 1997. 土壤環境分析法. 博友社, 東京, 427 pp.
- Doran, J.W., Parkin, T.B., 1994. Defining and assessing soil quality, in: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart B.A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Madison, pp. 3–21.
- Dumortier, M., 1991. Below-ground dynamics in a wet grassland ecosystem, in: Atkinson, D. (Ed.), *Plant root growth -anecological perspective*. British Ecological Society Special Symposium 10, Blackwell, Oxford, pp. 301–309.
- Edmeades, D.C., 2003. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, 165–180.
- e-Gov, 2015. 農用地の土壌の汚染防止等に関する法律 (昭和四十二年十二月二十五日法律 第三十九号). <http://law.e-gov.go.jp/htldata/S45/S45HO139.html>, (2015年11月10日)
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1990. Factors affecting glucosidase and galactosidase activities in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 891–897.
- Elliott, E.T., Anderson, R.V., Coleman, D.C., Cole, C.V., 1980. Habitable pore space and microbial trophic interactions. *Oikos* 35, 327–335.
- Ersahin, S., Gunal, H., Kutlu, T., Yetgin, B., Coban, S., 2006. Estimating specific surface area and cation exchange capacity in soils using fractal dimension of particle-size distribution. *Geoderma* 136, 588–597.
- FAO, 2011. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW) – Managing Systems at Risk – Summary Report*. FAO, Rome.
- FAO, 2015. Brazil, <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/Brazil/Brazil.htm>, (2016年1月5日)
- FAO, WHO, 1999. 有機的に生産される食品の生産, 加工, 表示及び販売に係るガイドライン (CAC/GL 32-1999). FAO, ローマ, 55 pp.

- Fieldes, M., Perrot, K.W., 1966. The nature of allophane in soils, 3. Rapid field and laboratory test for allophane. *New Zealand Journal of Science* 9, 623–629.
- Fließbach, A., Mäder, P., 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 757–768.
- Fujieda, M., Kudoh, T., de Cicco, V., de Calvarcho, J.L., 1997. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. *Journal of Hydrology* 196, 26–46.
- 藤井 平司, 1983. 天然農法講座 I 甦えれ!天然農法 暮らしの思想を辿る. 新泉社, 東京, 286 pp.
- 藤原 俊六郎, 安西 徹郎, 小川 吉雄, 加藤 哲郎, 2010. 新版土壌肥料用語事典第2版. 農文協, 東京, pp. 1–304.
- 福岡 正信, 1975. 自然農法・わら一本革命. 春秋社, 東京, 252 pp.
- Gafsi, M., Legagneux, B., Nguyen, G., Robin, P., 2006. Towards sustainable farming systems: Effectiveness and deficiency of the French procedure of sustainable agriculture. *Agricultural Systems* 90, 226–242.
- 現代農業編集部, 2008. 無肥料・自然栽培に学ぶ. *現代農業* 2008. 10, 228–242.
- 現代農業編集部, 2009. 肥料で生育を急がせては味わいのある野菜はできない. *現代農業* 2009. 8, 198–203.
- Gerasimova, M., Lebedeva-Verba, M., 2010. Topsoils – mollic, takyric and yermic horizons, in: Stoops, G., Marcelino, V., Mees, F. (Eds.), *Interpretation of micromorphological features of soil and regoliths*. Elsevier, Amsterdam, pp.351–368.
- Gunapala, N., Scow, K.M., 1998. Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 805–816.
- Guo, M., Chorover, J., Rosario, R., Fox, R.H., 2001a. Leachate chemistry of field-weathered spent mushroom substrate. *Journal of environmental quality* 30, 1699–1709.
- Guo, M., Chorover, J., Fox, R.H., 2001b. Effects of spent mushroom substrate weathering on the chemistry of underlying soils. *Journal of Environmental Quality* 30, 2127–2134.
- Gupta, V.V.S.R., Roper, M.M., 2010. Protection of free-living nitrogen-fixing bacteria within the soil matrix. *Soil and Tillage Research* 109, 50–54.
- Hansen, J.W. 1996. Is Agricultural Sustainability a Useful Concept? *Agricultural Systems* 50, 117–143.
- Hansen, J.W., Jones, J.W., 1996. A systems framework for characterizing farm

- sustainability. *Agricultural Systems* 51, 185–201.
- Hassink, J., Bouwman, L. A., Zwart, K. B., Brussaard, L., 1993. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 47–55.
- 服部 勉, 1967. 土壌の団粒構造と微生物. 東北大学農学研究所報告 18, 159–193.
- Hattori, T., Hattori, R., McLaren, A.D., 1976. The physical environment in soil microbiology: an attempt to extend principles of microbiology to soil microorganisms. *CRC Critical Reviews in Microbiology* 4, 423–461.
- 林 幸美, 2004. 糸状菌を活かして野菜づくり「炭素循環農法の実際」. *現代農業* 2004. 10, 112–119.
- Heckman, J., 2006. A history of organic farming: Transitions from Sir Albert Howard's war in the soil to USDA national organic program. *Renewable Agriculture and Food Systems* 21, 143–150.
- Hermavan, B., Cameron, K.C., 1993. Structural changes in a silt loam under long-term conventional or minimum tillage. *Soil and Tillage Research* 26, 139–150.
- Hilgard, E.W., 1906. *Soils: Their formation, properties, composition, and relations to climate and plant growth in the humid and arid regions*. Macmillan, New York, p.23.
- 北海道農政部, 2010. 北海道施肥ガイド 2010 (施肥標準・診断基準・施肥対応) Hokkaido Fertiliser Recommendations 2010. 北海道, pp.34–35
- Howard, A., 1940. *An Agricultural Testament*. Oxford University Press, Oxford.
- IFOAM ジャパン, 2015. IFOAM とは. <http://www.ifoam-japan.net/>, (2015年12月2日)
- IFOAM, 2008. Definition of Organic Agriculture. the IFOAM General Assembly, Vignola, http://infohub.ifoam.bio/sites/default/files/page/files/dooa_japanese.pdf (2016年1月3日)
- IFOAM, 2015. Principles of organic agriculture. <http://www.ifoam.bio/en/organic-landmarks/principles-organic-agriculture>, (2016年1月3日)
- 石川 拓治, (NHK「プロフェッショナル仕事の流儀」制作班 監修), 2011. 奇跡のリンゴー「絶対不可能」を覆した農家 木村秋則の記録. 幻冬舎文庫, 東京, 260 pp.
- 石井 吉彦, 2010. 元気な種で育てる究極野菜の誕生. 有限会社ナチュラルシードネットワーク, 千葉, 191 pp.
- Issa, O.M., Défarge, C., Le Bissonnais, Y., Marin, B., Duval, O., Bruand, A., D'Acqui, L.P., Nordenberg, S., Annerman, M., 2006. Effects of the inoculation of cyanobacteria on the microstructure and the structural stability of a tropical soil. *Plant and Soil* 290, 209–219.
- IUSS Working Group, 2014. World reference base for soil resources 2014: International

- soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World soil resources reports, No. 106. FAO, Rome, 116 pp.
- Jenkinson, D.S., Ladd, J.N., 1981. Microbial biomass in soil: Measurement and turnover, in: Paul, E.A., Ladd, J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*, volume 5. Marcel Dekker, New York. pp. 415–471.
- Jourdan, C., Silva, E.V., Gonçalves, J.L.M., Ranger, J., Moreira, R.M., Laclau, J.P., 2008. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest Ecology and Management* 256, 396–404.
- Jumpponen, A., 2001. Dark septate endophytes—are they mycorrhizal? *Mycorrhiza* 11, 207–211.
- Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality : why and how ? *Geoderma* 114, 145–156.
- Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). *Soil Science Society of America Journal* 61, 4–10.
- Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S., Jordahl, J.L., 1994. Crop residue effects on soil quality following 10-years of no-till corn. *Soil and Tillage Research* 31, 149–167.
- 片野学, 佐藤宏, 佐藤種治, 佐藤正広, 1983. 自然農法水田における水稲栽培に関する研究: 第 1 報 自然農法実施年数を異にする水田における水稲の生育, 収量ならびに根群の形態について, 岩手県下の一事例. *日本作物学会東北支部会報* 26, 1–4.
- 片野学, 入江豊城, 古賀敬太, 1999. 自然農法水田における水稲栽培に関する研究, 第 31 報 ウンカおよびイモチ病被害が収量, 根系形態に及ぼす影響. *日本作物学会記事* 68, 20–21.
- 片野学, 2009. 自然農法と水稲の根, 1)自然農法の定義. 根の事典編集委員会編, 根の事典. 朝倉書店, 東京, p. 271.
- 加藤英孝, 2014. 耕盤. 土の百科事典編集委員会編, 土の百科事典. 丸善出版, 東京, p.305.
- 加藤一幾, 松嶋卯月, 武藤由子, 立澤文見, 岡田益己, 2013. 東日本大震災の被災農地におけるシイタケ廃菌床の施用による土壌およびスイートコーンの生育・収量への効果. *園芸学研究* 12, 381–387.
- 川田建次, 2007. 無農薬・無肥料栽培でカイヨウ病が消えた. *現代農業* 2007. 12, 202–209.
- 川口由一, 鳥山敏子, 2000. 自然農—川口由一の世界 耕さず, 肥料, 農薬を用いず, 草や虫を敵とせず… 晩成書房, 東京, 271 pp.
- 河名秀郎, 2009. *Natural Food 自然の野菜は腐らない*. 朝日出版社, 東京, 192 pp.
- Kay B.D., 1997. Chapter 13 Soil structure and organic carbon: a review, in: Lal, R.,

- Kimble, J.M., Follett, R.F., Stewart, B.A. (Eds.), Soil processes and the carbon cycle, CRC press, Boca Raton, Boston, New York, Washinton and London, pp.169–197.
- 木村 信夫, 2008. F1 大玉トマトから誕生 無肥料栽培向きミニ・中玉・大玉品種. 現代農業 2008. 2, 158–164.
- 気象庁, 2015a. 過去の気象データ, 恵庭島松, 1981–2010, 平均値(年・月ごとの値). http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=14&block_no=0035&year=&month=&day=&view=. (2012年12月10日)
- 気象庁, 2015b. 過去の気象データ, 成田, 2003–2010, 平均値(年・月ごとの値). http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=45&block_no=0378&year=&month=&day=&view=. (2012年12月10日)
- Klink, C.A., Machado, R.B., 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. Conservation biology 19, 707–713.
- 近藤 清造, 1996. 千葉県地盤と地質環境. 近代文芸社, 東京, 153 pp.
- 越野正義, 1978. 肥料の使用と環境汚染. 化学と生物, 16, 440–446.
- Król, A., Lipiec, J., Turski, M., Kuć, J., 2013. Effects of organic and conventional management on physical properties of soil aggregates. International Agrophysics 27, 15–21.
- 栗田 光雄, 白岩 立彦, 堀江 武, 2006. 長期無施肥栽培桑園の土壌全窒素含量および全炭素含量と収量の推移. 日本作物学会紀事 75, 28–37.
- 久馬 一剛, 1997. 最新土壌学, 朝倉書店, 東京, 216 pp.
- 久馬 一剛, 2014. 付録 1. 世界・日本土壌学年表. 土の百科事典編集委員会編, 土の百科事典, 丸善, 東京, pp. 537–539.
- Lal, R., 2009. Soils and food sufficiency: A review, in: Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C. (Eds.), Sustainable Agriculture. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London and New York, 25–49.
- Lambers, H., Shane, M.W., Cramer, M.D., Pearse, S.J., Veneklaas, E.J., 2006. Root structure and functioning for efficient acquisition of phosphorus: matching morphological and physiological traits. Annals of botany 98, 693–713.
- Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. European Journal of Soil Science 48, 39–48.
- Li, T., Liu, M.J., Zhang, X.T., Zhang, H.B., Sha, T., Zhao, Z.W., 2011. Improved tolerance of maize (*Zea mays* L.) to heavy metals by colonization of a dark septate endophyte (DSE) *Exophiala pisciphila*. Science of The Total Environment 409, 1069–1074.
- Lichtfouse, E., Navarrete, M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C., Ménassieu, J. 2009. Agronomy for Sustainable Agriculture: A Review, in: Lichtfouse, E., Navarrete,

- M., Debaeke, P., Souchère, V., Alberola, C. (Eds.), *Sustainable Agriculture*. Springer, Dordrecht, Heidelberg, London and New York, pp.1–7.
- リービッチ, J., (吉田 武彦 訳), 1986. 化学の農業及び生理学への応用. 北海道農業試験場研究資料, 11–52.
- Liebig, M.A., Varvel, G., Doran, J.W., 2001. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agronomy Journal* 93, 313–318.
- 町田 洋, 新井 房夫, 2011. 新編 火山灰アトラス [日本列島とその周辺], 東京大学出版会, 東京, pp.95–102, pp.164–166, p.174.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296, 1694–1697.
- Maeda, C., Tanaka, U., Sonoda, M., Kosaki, T., 1999. Applicability of a combined staining method with fluorochromes for the visualization of microbial cells in a soil thin section. *Soil science and plant nutrition* 45, 745–750.
- Marcelino, V., Stoops, G., Schaefer, C.E.G.R., 2010. Oxic and related materials, in: Stoops, G., Marcelino, V., Mees, F. (Eds.), *Interpretation of Micromorphological Features of Soils and Regoliths*. Elsevier, Amsterdam, pp. 305–327.
- Márquez, L.M., Redman, R.S., Rodriguez, R.J., Roossinck, M.J., 2007. A virus in a fungus in a plant – three way symbiosis required for thermal tolerance. *Science* 315, 513–515.
- McCully, M.E., 1999. Roots in soil: unearthing the complexities of roots and their rhizospheres. *Annual review of plant biology* 50, 695–718.
- McGonigle, T.P., Miller, M.H., Evans, D.G., Fairchild, G.L., Swan, J.A., 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 115, 495–501.
- Medina, E., Paredes, C., Bustamante, M. A., Moral, R., Moreno-Caselles, J., 2012. Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate. *Geoderma* 173, 152–161.
- Merrill, S.D., Liebig, M.A., Tanaka, D.L., Krupinsky, J.M., Hanson, J.D., 2013. Comparison of soil quality and productivity at two sites differing in profile structure and topsoil properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179, 53–61.
- Merten, G.H., Minella, J.P., 2013. The expansion of Brazilian agriculture: soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research* 1, 37–48.
- Miller, R.M., Jastrow, J.D., 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil biology and biochemistry* 22, 579–584.
- 三谷 豊, 下総台地研究グループ, 1997. 下総台地北部における更新世中期以降の地殻変動史. *地球科学* 51, 29–39.

- 三好 洋, 1972. 根群発達の良好な土壌条件からみた畑地の有効土層の検討: 畑土壌生産力分級のための指標の再検討と千葉県畑土壌の生産力分級 (第 1 報). 日本土壌肥料学雑誌 43, 92–97.
- Moroke, T.S., Schwartz, R.C., Brown, K.W., Juo, A.S.R., 2005. Soil water depletion and root distribution of three dryland crops. *Soil Science Society of America Journal* 69, 197–205.
- 永塚 鎮男, 2014. 土壌生成分類学 改訂増補版. 養賢堂, 東京, 402 pp.
- 永塚 鎮男, 田村 憲司, 1986. 植物—土壌系の研究に対する土壌微細形態学の応用—土壌薄片作成法の改良一. 日本生態学会誌 36, 163–168.
- 中元 朋美, 2009. 3.2 根の量と分布様式. 根の事典編集委員会編, 根の事典. 朝倉書店, 東京, pp. 83–89.
- Nesme, T., Colomb, B., Hinsinger, P., Watson, C.A., 2014. Chapter 2. Soil Phosphorus Management in Organic Cropping Systems: From Current Practices to Avenues for a More Efficient Use of P Resources, in: Bellon, S., Penvern, S. (Eds.), *Organic Farming, Prototype for Sustainable Agricultures*. Springer, New York and London. pp. 23–45.
- 二瓶 直登, 田野井 慶太郎, 中西 友子, 2013. 中性ラジオグラフィを用いた施肥位置と根系発達の解析. *Radioisotopes* 62, 135–139.
- 日本土壌肥料学会, 2001. 土壌の吸着現象. 博友社, 東京, 160 pp.
- 日本粘土学会, 2009. 粘土ハンドブック 第三版. 技報堂出版, 東京, pp. 156–161.
- 日本ペドロロジー学会, 2003. 日本の統一的土壌分類体系—第二次案(2002)—. 博友社, 東京, 90 pp.
- 日本ペドロロジー学会, 2010. 土壌調査ハンドブック改訂版. 博友社, 東京, 169 pp.
- 日本食品科学工学会, 1997. 新・食品分析法. 光琳, 東京, 879 pp.
- 日本有機農業研究会, 2015. 有機農業研究会とは.
<http://www.joaa.net/mokuhyou/m-index.html>, (2015 年 11 月 2 日)
- 仁王 隆子, 山岸 宣美, 1971. 土壌団粒構造と細菌の分布について. 土と微生物 12, 28–37.
- 西尾 道徳, 1989. 土壌微生物の基礎知識. 農山漁村文化協会, 東京, 206 pp.
- 西尾 道徳, 2014. 環境保全型農業. 土の百科事典編集委員会編, 土の百科事典, 丸善, 東京, pp 275–277.
- 西田 友昭, 1989. 微生物によるリグニン分解. 紙パ技協誌 43, 1071–1084.
- Northbourne, C.J., 1940. *Look to the Land*. Angelico Press, California, 128 pp.
- 農林水産大臣, 2014. 有機農業の推進に関する基本的な方針の公表について.
<http://www.maff.go.jp/j/press/seisan/kankyo/pdf/140425-01.pdf>, (2015 年 11 月 2 日)
- 農林水産事務次官, 2007. 農地・水・環境保全向上対策実施要綱.
http://www.maff.go.jp/j/nousin/kankyo/nouti_mizu/pdf/yoko2.pdf, (2015 年 11 月 2 日)
- 農林水産省, 1992. 新しい食料・農業・農村政策の方向.

<http://www.maff.go.jp/j/kanbo/kihyo02/newblaw/hoko.html>, (2015年11月2日)
農林水産省, 1999a. 食料・農業・農村基本法 (平成11年法律第106号).

<http://www.maff.go.jp/j/kanbo/kihyo02/newblaw/newkihon.html>, (2015年11月2日)
農林水産省, 1999b. 家畜排せつ物の管理の適正化および利用の促進に関する法律 (平成十一年七月二十八日法律第百十二号),
http://www.maff.go.jp/j/chikusan/kankyo/taisaku/t_mondai/03_about/pdf/1_law2_2.pdf, (2015年11月2日)

農林水産省, 1999c. 持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律 (平成11年7月28日法律第110号).
http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/h_hourei/pdf/jizoku_hou.pdf, (2015年11月2日)

農林水産省, 2005. 環境と調和のとれた農業生産活動規範について.
http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/h_kihan/pdf/tuti.pdf, (2015年11月2日)

農林水産省, 2006a. 改正 JAS 法について. http://www.maff.go.jp/j/jas/pdf/pamph_a.pdf, (2015年11月2日)

農林水産省, 2006b. 有機農業の推進に関する法律 (平成18年法律第112号).
<http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/yuuki/pdf/d-1.pdf>, (2015年11月2日)

農林水産省, 2011. 作物統計調査, 作況調査 (野菜), 確報, 平成22年産野菜生産出荷統計, 年次, 2010年. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001085177>, (2016年1月2日)

農林水産省 2013a. 作物統計調査, 作況調査 (野菜), 確報, 平成23年産野菜生産出荷統計, 年次, 2011年. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001102731>, (2016年1月2日)

農林水産省 2013b. 作物統計調査, 作況調査 (野菜), 確報, 平成24年産野菜生産出荷統計, 年次, 2012年. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001115571>, (2016年1月2日)

農林水産省, 2014a. 農業の有する多面的機能の発揮の促進に関する法律.
http://www.maff.go.jp/j/nousin/tiiki/chusankan/pdf/tamen_gaiyou.pdf, (2016年1月14日)

農林水産省 2014b. 作物統計調査, 作況調査 (野菜), 確報, 平成25年産野菜生産出荷統計, 年次, 2013年. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001128458>, (2016年1月2日)

農林水産省, 2015a. 環境保全型農業直接支払交付金実施要綱.
http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/kakyou_chokubarai/pdf/h27_youkou.pdf, (2015年11月2日)

- 農林水産省, 2015b. 日本型直接支払制度の概要.
http://www.maff.go.jp/j/kobetu_ninaite/keiei/pdf/4taisaku-pamph-bunkatsu-6nihon.pdf, (2016年1月14日)
- 農林水産省, 2015c. 食料・農業・農村基本計画.
http://www.maff.go.jp/j/keikaku/k_aratana/pdf/1_27keikaku.pdf, (2016年1月14日)
- 農林水産省 2015d. 作物統計調査, 作況調査(野菜), 確報, 平成26年産野菜生産出荷統計, 年次, 2014年. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001141603>, (2016年1月2日)
- 農林水産省環境保全型農業推進本部, 1994. 環境保全型農業推進の基本的考え方. 農林水産省, pp. 1-9,
http://www.library.maff.go.jp/archive/Viewer/GetPdf?id=001510452_0001&i=1&c=10, (2016年3月10日)
- 農林水産省生産局農業環境対策課, 2015. 環境保全型農業の推進について.
http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/pdf/2712_suisin.pdf, (2015年11月2日)
- Oades, J.M., 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56, 377-400.
- Oades, J.M., Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Soil Research* 29, 815-828.
- 大場 広輔, 斎藤 勝晴, 藤吉 正明, 2006. アーバスキュラー菌根実験法 (2) アーバスキュラー菌根菌の観察. *土と微生物* 60, 57-61.
- 大羽 裕, 永塚 鎮男, 1988. 土壌生成分類学. 養賢堂, 東京, 338 pp.
- 小原 洋, 大倉 利明, 高田 裕介, 神山 和則, 前島 勇治, 浜崎 忠雄, 2011. 包括的土壌分類第1次試案. *農業環境技術研究所報告* 29, pp. 1-73.
- 小田 正人, 宝川 靖和, 2011. 無肥料圃場で栽培したトマトの吸収した窒素の $\delta^{15}\text{N}$ 分析による由来推定. *日本作物学会紀事* 80, 457-461.
- Oda, M., Tamura, K., Nakatsuka, H., Nakata, M., Hayashi, Y., 2014. Application of High Carbon:Nitrogen Material Enhanced the Formation of the Soil A Horizon and Nitrogen Fixation in a Tropical Agricultural Field. *Agricultural Sciences* 5, 1172-1181.
- Oehl, F., Sieverding, E., Mader, P., Dubois, D., Ineichen, K., Boller, T., Wiemken, A., 2004. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Oecologia* 138, 574-583.
- 小口 広太, 2015. 有機農業のこれまで・いま・これから: 改めて「地域」の視座から考える (特集 地球市民と平和). *PRIME* 38, 37-50.
- 岡田 茂吉, 1953. 自然農法解説. 榮光社, 東京. pp. 1-63

- 大村 裕顕, 早野 恒一, 1982. 土壌の β -グルコシダーゼ活性に及ぼす pH の影響. 日本土壌肥料学雑誌 53, 57–59.
- Pagliai, M., Vignozzi, N., Pellegrini, S., 2004. Soil structure and the effect of management practices. *Soil and Tillage Research* 79, 131–143.
- Papadopoulos, A., Bird, N.R., Mooney, S.J., Whitmore, A.P., 2008. Fractal analysis of pore roughness in images of soil using the slit island method. *Vadose Zone Journal* 7, 456–460.
- Papadopoulos, A., Bird, N.R.A., Whitmore, A.P., Mooney, S.J., 2009. Investigating the effects of organic and conventional management on soil aggregate stability using X-ray computed tomography. *European Journal of Soil Science* 60, 360–368.
- Papadopoulos, A., Bird, N.R.A., Whitmore, A.P., Mooney, S.J., 2014. Geoderma Does organic management lead to enhanced soil physical quality? *Geoderma* 213, 435–443.
- Pardo, A., Amato, M., Chiarandà, F.Q., 2000. Relationships between soil structure, root distribution and water uptake of chickpea (*Cicer arietinum L.*). *Plant growth and water distribution. European Journal of Agronomy* 13, 39–45.
- Peregrina, F., Larrieta, C., Colina, M., Mariscal-Sancho, I., Martín, I., Martínez-Vidaurre, J.M., García-Escudero, E., 2012. Spent Mushroom Substrates Influence Soil Quality and Nitrogen Availability in a Semiarid Vineyard Soil. *Soil Science Society of America Journal* 76, 1655–1666.
- Ranjard, L., Richaume, A., 2001. Quantitative and qualitative microscale distribution of bacteria in soil. *Research in Microbiology* 152, 707–716.
- Redman, R.S., Dunigan, D.D., Rodriguez, R.J., 2001. Fungal symbiosis: from mutualism to parasitism, who controls the outcome, host or invader? *New Phytologist* 151, 705–716.
- Redman, R.S., Freeman, S., Clifton, D.R., Morrel, J., Brown, G., Rodriguez, R.J., 1999. Biochemical analysis of plant protection afforded by a nonpathogenic endophytic mutant of *Colletotrichum magna*. *Plant Phytologist* 119, 795–804.
- Redman, R.S., Sheehan, K.B., Stout, R.G., Rodriguez, R.J., Henson, J.M., 2002. Thermotolerance conferred to plant host and fungal endophyte during mutualistic symbiosis. *Science* 298, 1581.
- Reganold, J.P., 1995. Soil quality and profitability of biodynamic and conventional farming systems: A review. *American Journal of Alternative Agriculture* 10, 36–45.
- Rembialkowska, E., 2007. Quality of plant products from organic agriculture. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87, 2757–2762.
- Rhoton, F.E., Lindbo, D.L., 1997. A soil depth approach to soil quality assessment. *Journal of Soil and Water Conservation* 52, 66–72.

- Richards, J.H., Caldwell, M.M. 1987. Hydraulic lift: substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia* 73, 486–489.
- Rinker, D.L., 2002. Handling and using "spent" mushroom substrate around the world, in: Sanchez, J.E., Huerta, G., Montiel, E. (Eds.), *Proceedings 4th International Conference on Mushroom Biology and Mushroom Products*. Cuernavaca, México, pp. 43–60.
- Ritz, K., Young, I.M., 2004. Interactions between soil structure and fungi. *Mycologist* 18, 52–59.
- Robinson, D., 1994. The responses of plants to non - uniform supplies of nutrients. *New Phytologist* 127, 635–674.
- Rodriguez, R.J., White Jr, J.F., Arnold, A.E., Redman, R.S., 2009. Fungal endophytes: diversity and functional roles. *New Phytologist* 182, 314–330.
- Rowell, D.L., 2014. *Soil science: Methods and applications*. Longman, Harlow. 350 pp.
- 三枝 正彦, 2014. 有効土層. 土の百科事典編集委員会編, 土の百科事典. 丸善, 東京, pp. 518–519.
- Salako, F.K., Dada, P.O., Adedire, M.O., Martins, O., Akwuebu, C.A., Williams, O.E., 2007. Soil strength and maize yield after top soil removal and application of nutrient amendments on a gravelly Alfisol toposequence. *Soil and Tillage Research* 94, 21–35.
- Santos, V.B., Araújo, A.S.F., Leite, L.F.C., Nunes, L. a. P.L., Melo, W.J., 2012. Soil microbial biomass and organic matter fractions during transition from conventional to organic farming systems. *Geoderma* 170, 227–231.
- Santos, M.C.D, Mermut, A.R., Ribeiro, M.R., 1989. Submicroscopy of clay microaggregates in an Oxisol from Pernambuco, Brazil. *Soil Science Society of America Journal* 53, 1895–1901.
- 佐々木 寛幸, 柴田 昇平, 畠中 哲哉, 1994. 利用目的に応じたシバ (*Zoysia japonica*) の系統評価手法の開発. *草地試験場研究報告* 49, 17–24.
- 佐々木 寛幸, 小路 敦, 須山 哲男, 1998. 10-6 フラクタル解析システム for Windows 95 の開発. *日本草地学会誌* 44, 394–395.
- Schollenberger, C.J., Simon, R.H., 1945. Determination of exchange capacity and exchangeable bases in soils, *Soil Science* 59, 13–24.
- Sedov, S., Stoops, G., Shoba, S., 2010. Regoliths and soils on volcanic ash, in: Stoops, G., Marcelino, V., Mees, F. (Eds.), *Interpretation of micromorphological features of soil and regoliths*, Elsevier, Amsterdam, pp. 275–303.
- Senesi, N., Boddy, L., 2002. A fractal approach for interactions between soil particles and microorganisms, in: Huang, P.M., Bollag, J.-M., Senesi, N. (Eds.), *Interactions between soil particles and microorganisms, Impact on the Terrestrial ecosystem*,

- Volume 8. John Wiley and Sons, New York, pp.4–40.
- 世界大百科事典, 2015. エダフォロジー.
<https://kotobank.jp/word/%E3%82%A8%E3%83%80%E3%83%95%E3%82%A9%E3%83%AD%E3%82%B8%E3%83%BC-1277178>, (2015年11月2日)
- 城 雄二, 2009. 静かなブーム 炭素循環農法. 現代農業 2009. 10, 282–287.
- 衆議院, 1967. 公害対策基本法.
http://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/houritsu/05519670803132.htm, (2015年11月10日)
- 衆議院, 1999. 肥料取締法の一部を改正する法律 (法律第百十一号).
http://www.shugiin.go.jp/internet/itdb_housei.nsf/html/housei/h145111.htm, (2015年11月2日)
- Shoji, S., Nanzyo, M., Dahlgren, R., 1993. Volcanic ash soils, Genesis, properties and utilization. Elsevier, Amsterdam, London, New York and Tokyo, 288 pp.
- Siddiky, M.R.K., Kohler, J., Cosme, M., Rillig, M.C., 2012. Soil biota effects on soil structure: Interactions between arbuscular mycorrhizal fungal mycelium and collembola. *Soil Biology and Biochemistry* 50, 33–39.
- Silberbush, M., Barber, S.A., 1983. Sensitivity of simulated phosphorus uptake to parameters used by a mechanistic-mathematical model. *Plant and soil* 74, 93–100.
- Socol, C.R., Vandenberghe, L.P.S., 2008. Overview of applied solid-state fermentation in Brazil. *Biochemical Engineering Journal* 13, 205–218.
- Soil survey staff, 2014. *Soil Taxonomy: Twelfth edition, 2014*. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washinton DC. 360 pp.
- 外園 信五, 大原 興太郎, 2006. 現代農業における「秀明自然農法」の意義—実践農家の技術と経営を通して—. *農林業問題研究* 162, 54–59.
- Steiner, R., 1958. *Agriculture Course, The birth of the biodynamic method, Eight lectures given in Koberwitz, Silesia, between 7 and 16 june 1924*. Rudolf Steiner Press, London, 175 pp.
- Stewart, D. P. C., Cameron, K. C., Cornforth, I. S., 1998a. Inorganic-N release from spent mushroom compost under laboratory and field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1689–1699.
- Stewart, D.P.C., Cameron, K.C., Cornforth, I.S., Sedcole, J.R., 1998b. Effect of spent mushroom substrate on soil physical conditions and plant growth in an intensive horticultural system. *Australian Journal of Soil Research* 36, 899–912.
- 高安 秀樹, 1986. フラクタル. 朝倉書店, 東京, pp. 5–20.
- 田村 憲司, 2011. CEL97号 特集 土のある暮らしと文化 土壌に触れ合う環境教育の推進

- 土壌体認識の重要性—。大阪ガス(株)エネルギー・文化研究会(CEL), 大阪, pp. 32–35.
- 田村 憲司, 永塚 鎮男, 大羽 裕, 1993. 黒ボク土の微細形態に及ぼす植生遷移の影響. 日本土壌肥料学雑誌 64, 183–189.
- 田村 和杏, 中原 治, 田中 正一, 加藤 英孝, 長谷川 周一, 2011. 見かけの塩吸収によるアロフェン質黒ボク土下層土の硝酸イオン吸着と移動遅延. 日本土壌肥料学雑誌 82, 114–122.
- Thomas, R.S., Franson, R.L., Bethlenfalvay, G.J., 1993. Separation of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and root effect on soil aggregation. *Soil Science Society of America Journal* 57, 77–81.
- Thorn, G., Tsuneda, A., 1993. Interactions between *Pleurotus* species, nematodes, and bacteria on agar and in wood. *Transactions of the Mycological Society of Japan* 34, 449–464.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–7.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic-matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141–163.
- 戸田 浩人, 生原 喜久雄, 1994. 森林土壌中における窒素無機化の反応速度的解析(I) 林齢・斜面位置・深さ別の窒素無機化特性. 日本林学会誌 76, 144–151.
- Treadwell, D.D., McKinney, D.E., Creamer, N.G., 2003. From philosophy to science: A brief history of organic horticulture in the United States. *HortScience* 38, 1009–1014.
- 土の百科事典編集委員会, 2014. 土の百科事典. 丸善出版, 東京, p. 390, p. 427, p. 444.
- Tuck, S.L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L.A., Bengtsson, J., 2014. REVIEW Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51, 746–755.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P., Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? — A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309–320.
- United Nations, 1992. United Nations Conference on Environment and Development, AGENDA 21. Rio de Janeiro, <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>, (28th, Oct. 2015)
- Vargas, R., Hattori, T., 1986. Protozoan predation of bacterial cells in soil aggregates. *FEMS microbiology letters* 38, 233–242.
- Verran, J., Boyd, R.D., 2001. The relationship between substratum surface roughness and microbiological and organic soiling: a review. *Biofouling* 17, 59–71.
- Vrdoljak, G., Sposito, G., 2002. Soil aggregate hierarchy in a Brazilian oxisol.

- Developments in Soil Science 28, 197–217.
- Waller, F., Achatz, B., Baltruschat, H., Fodor, J., Becker, K., Fischer, M., Heier, T., Hückelhoven, R., Neumann, C., Wettstein, D.V., Franken, P., Kogel, K.H., 2005. The endophytic fungus *Piriformospora indica* reprograms barley to salt-stress tolerance, disease resistance, and higher yield. PNAS 102, 13386–13391.
- Wang, C., Han, S., Zhou, Y., Yan, C., Cheng, X., Zheng, X., Li, M. H., 2012. Responses of fine roots and soil N availability to short-term nitrogen fertilization in a broad-leaved Korean pine mixed forest in northeastern China. Plos one 7, 1–7.
- Warkentin, B.P., Fletcher, H.F., 1977. Soil quality for intensive agriculture. Intensive Agriculture Society of Science, Soil and Manure, Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertilizer Management. National Institute of Agricultural Science, Tokyo, pp. 594–598.
- World Health Organization (Ed.), 1985. Health Hazards from Nitrates in Drinking-Water. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen. pp. 1–17.
- World Weather Online, 2015. Sao Paulo Monthly Climate Average, Brazil.
<http://www.worldweatheronline.com/sao-paulo-weather-averages/sao-paulo/br.aspx>,
(2015年10月28日)
- 山縣 真人, 中山 健也, 阿江 教治, 1997. 根圏土壤のプロテアーゼ活性の作物比較. 日本土壤肥料学雑誌 68, 295–300.
- 保田 茂, 1991. 有機農産物の表示基準制度化に関する考察. 神戸大学農業経済 25, 25–53.
- 吉田 稔, 1987. バレイショの整理生態学敵研究 第20報 無肥料栽培の生育と収量. 育種・作物学会北海道談話会報 27, 6.
- 与嶋 靖智, 2005. うわさの「無肥料栽培」とは. 現代農業 2005 10, 292–303.
- Yoshimura, Y., Ido, A., Iwase, K., Matsumoto, T., Yamato, M., 2013. Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in the roots of *Pyrus pyrifolia* var. *culta* (Japanese Pear) in orchards with variable amounts of soil-available phosphorus. Microbes and Environments 28, 105–111.
- 吉野 昭夫, 1993. 鉦質野菜畑における堆肥連用・無化学肥料栽培. 農業技術 48, 16–19.
- Young, I.M., Crawford, J.W., 2004. Interactions and self-organization in the soil-microbe complex. Science 11, 1634–1637.
- Young, I.M., Ritz, K., 2000. Tillage, habitat space and function of soil microbes. Soil and Tillage Research 53, 201–213.
- Zhang, R.H., Duan, Z.Q. and Li, Z.G., 2012. Use of Spent Mushroom Substrate as Growing Media for Tomato and Cucumber Seedlings. Pedosphere 22, 333–342.

付録

1. 土壌層位の記号と意味 [『土壌調査ハンドブック』(日本ペドロジー学会, 1997)より]

1-1. 主層位

O : 泥炭, 黒泥以外の表層に堆積した落葉, 落枝などの未分解または分解した植物遺体からなる有機質層。水で飽和されることはほとんどな。

A : 表層または **O** 層の下に生成された無機質層。起源の岩石や堆積物の組織を失い, かつ次の一つ以上の特徴をもつもの。

- 1) 無機質部分とよく混ざりあった腐植化した有機物が堆積し, かつ **E** または **B** 層の特徴を持たない。
- 2) 耕耘, 放牧, または同様の攪乱の結果生じた性質。
- 3) ヴァーティソルなどに見られる表層攪乱作用の結果生じた下位の **B** または **C** 層と異なる形状。

B : **A**, **E**, **O**, または **H** 層の下に生成された無機質層。起源の岩石または堆積物の組織を失い, かつ次の一つ以上の特徴をもつもの。

- 1) **A**, **E** 層から溶脱した珪酸塩粘土, 鉄, アルミニウム, 腐植, 炭酸塩, 石こう, 珪酸の集積富化。
- 2) 炭酸塩が溶脱した証拠。
- 3) 鉄やアルミニウムの酸化物の残留富化。
- 4) 土粒子を鉄やアルミニウムの酸化物が被覆していて, 上および下の層位より明度が著しく低いか, 彩度が高いか, または色相が赤い。
- 5) 珪酸塩粘土, 遊離酸化物の生成と粒状, 塊状, 柱状構造の発達。

1-2. 主層位内の付随的特徴

p : 耕耘などの攪乱。耕起作業による表層の攪乱を表す。(例 : **Ap**)

w : 色または構造の発達。(例 : **Bw**)