

新潟市西蒲区鎧潟干拓地における散布体バンクの分布と堆積年代の推定

丸山紗知 外部相談員／新潟県立自然科学館
志賀 隆 客員研究員／新潟大学教育学部

1. はじめに

湿地は多様な生態的機能を有し、多面的な生態系サービスを供給する重要な環境である(Zedler, 2000)。しかし、様々な人為的影響(開発、汚染等)により、世界の湿地が1900年代以降に大幅に消失し(Hu et al., 2017)、推計によっては60%以上失われたとされている(Leadley et al., 2014)。また、WWFの「生きている地球指数(Living Planet Index)」によれば、淡水に生息する生物の個体数に基づく多様性が1970年から2014年の間に83%も減ったことが指摘されている(WWF, 『Living Planet Report 2018 Technical Supplement: Living Planet Index』, http://awsassets.panda.org/downloads/lpr2018_technical_supplement_for_lpi.pdf, 2018年11月15日確認)。

一方で、このような人的影響によって失われた湿地環境を改めて湿地に復元する取り組みも行われている(Zedler, 2000)。日本でも、早崎内湖(1963～1970年干拓；滋賀県, 『早崎内湖再生事業』, http://www.pref.shiga.lg.jp/d/biwako/hayasaki_naiko/hayazakinaikosaiseijigyuu.html, 2018年11月15日確認)や手賀沼(1958～1965年干拓；百原ほか, 2001)などでは湿地植物の復元を目指した干拓地の自然再生が試みられている。新潟県では、阿賀野川水系下流部の福島潟において、増水時の貯水能力維持のために、潟を水田化した後に放棄されてヨシ原化した場所を改めて解放水面に戻す取り組みが行われている(志賀・渡辺, 2015)。

湿地再生に伴う初期の植生復元は、埋土種子・胞子を含む散布体バンクをもとに進む。ハスやマメ科植物など一部の長命な種子を持つ種以外では、種子の寿命は長いものでも数十年程度であることが知られている(Baskin and Baskin, 2014)。しかし、干拓事業等が行われてから既に50年以上が経過する湿地は少なくなく、全国的に水生・湿生植物の散布体バンクの喪失・劣化が生じていると考えられている(西廣ほか, 2016)。

散布体バンクの利用した自然再生の可能性を検討するためには、その種組成を把握し、土壌の堆積状況を正確に把握する必要がある。しかし、堆積年代を明らかにしたうえで、散布体バンクの種組成やその発芽能力を確認した研究はほとんど無い(例えば, Rodorigo et al., 2010)。また、行われていても年代推定の誤差が大きく不正確な場合も少なくない(松本ほか, 2008)。

堆積環境の解析には様々な放射性核種が利用される。一般的な年代測定法は、放射性炭素(C-14)を用いたも

のである。半減期が5,730年と長く古い時代の年代推定に適しているが、測定誤差も±40年と大きい(中村, 2001)。そのため、現在から100年程度の過去における堆積速度の解析には、半減期22.3年の放射性鉛(Pb-210)や、半減期30.1年の放射性セシウム(Cs-137)を用いる堆積年代測定法(濱田, 1998；金井, 2000；百島ほか, 2008)が有効である。

鎧潟(よろいがた)は、昭和41(1966)年まで越後平野に存在した湖沼で、現在は干拓によって水田地帯となっている。旧西蒲原郡(現新潟市西蒲区)のほぼ中央に位置し、昭和30年代には面積約270haという、福島潟(新潟市北区、新発田市)に匹敵する広さの湖沼であった(吉原・西山, 1968；曾我・長島, 1970；西蒲原土地改良区, 1981)。その植生は福島潟と比べると単調であったといわれているが(吉原・西山, 1968)、水生植物が豊富に存在し、地域住民に採集・利用されていた。鎧潟干拓地は、干拓以前の植物相や植生の記録、干拓の経過記録も残っており、越後平野において湿地再生を検討するうえで適した干拓地と言える。

著者らは越後平野における散布体バンクを用いた植生復元の可能性について検討するため、鎧潟干拓地を調査地として、植物相調査および散布体バンクの構成種を把握するための土壌の撒きだし試験を行ってきた。これまで鎧潟干拓地における過去と現在の水生植物相について比較を行い、水生植物の種多様性が大幅に減少していることを明らかにしている(丸山・志賀, 2016)。

鎧潟干拓地において、散布体バンクを用いた自然再生は可能なのであろうか。また、どの程度の土壌深度から干拓前の潟の土壌となるのであろうか。そこで本研究では、鎧潟干拓地の散布体バンクの自然再生への利用可能性を明らかにするために、1) 鎧潟干拓地における散布体バンクの種組成および量を明らかにし、2) Pb-210およびCs-137を用いた土壌の堆積年代推定をおこなった。

2. 材料と方法

2.1. 土壌採集

土壌採集は、2016年1月22・24・26・29日、2月2・9・12日の計7回に分けて、新潟県新潟市西蒲区鎧潟干拓地(北緯37°45'～46'、東経138°54'～56')にて行った。干拓地全域を囲むように約576haの調査区を設け、400m×400mメッシュの各交点に位置する20か所の水田を選定し(図1, 20か所のうち1か所は現在畑地として利用されている)、散布体バンク調査用の土壌を手製

の採集器(φ7.5cm×36cm)を用いて採集した。なお、これら土壌を採集した20カ所の水田は、丸山・志賀(2016)において植物相調査が行われている。また、これとは別に現在耕作が放棄され湿地化している水田(図1の黒矢印部分；以降、「耕作放棄地」と呼ぶ)において比較のために同様の方法で土壌を採集した。

また、堆積年代を推定するための土壌は、鎧漕干拓地の南西端の水田(図1の白矢印)の畔付近、干拓以降ほとんど手を加えられていないと考えられる場所において深度0～70cmの土壌を得た。なお、発芽試験用の土壌サンプルを得たどの地点も、畔より内側10mの位置であり、耕運機による影響を受けている可能性がある。



図1. 鎧漕干拓地における土壌採集地点。赤点部の水田において土壌を採集した。長期間休耕されており湿地化している放棄水田を黒矢印で示した。放射性物質を測定するためのコアを抜いた水田を白矢印で示した。また、湿地干拓された鎧漕の範囲を水色で示した。

2.2. 撒きだし試験

採集した土壌を直接撒きだして(撒きだし法)、種子の発芽状況を確認し、散布体バンクの量と質について評価を行った。まず、採集したφ7.5cm×36cmのコアを土壌深度0～12cm、12～24cm、24～36cmの3つに分割し、それぞれが均一になるように混合した。均一に混ぜた土壌は、2つのサブサンプルに分け、冷温処理(4℃)と高温処理(35℃)を約50日間施した。次に、目の細かさが3.35mmのふるいを用いて根などの植物体を除去した。そして、水深条件を0cm(湿潤条件)と2～3cm(湛水条件)の2つに分け、17cm×12cmのプラスチック製の容器に厚さが1cm程度になるように薄く広げた。コントロールには滅菌したバーミキュライトを使用し、各水深条件に2個、計4個準備した。試験を行った室内は20℃一定に保ち、12時間日長の条件下で発芽を60日間以上観察した。同定できた種についてはその場で抜き取って除去し、それ以外のものに関しては同定が

可能になるまで生育させた。なお、耕作放棄地の土壌については、前処理として冷温処理のみを施し、撒きだし試験に際しては発芽数を計数しなかった。

発芽を確認できた種については、次の方法で湿地への依存度を階級分けして評価を試みた。すなわち、『ネイチャーガイド 日本のお草』(角野, 2014)において、沈水・浮葉・浮遊植物とされているものを「湿地依存度1」、抽水植物あるいは抽水～湿性植物と記載されている種(沈水・浮葉・浮遊型を持たない種)を「湿地依存度2」とした。また、『改訂新版 日本のお草 1～5』(大橋ほか, 2015, 2016a, 2016b, 2017a, 2017b)、『日本カヤツリグサ科植物図譜』(星野ほか, 2011)、『日本イネ科植物図譜』(長田, 1993)のいずれかの文献の生育環境に関して「湿生の草原」「水辺」「湿地」「湿原」「水田」「水湿地」「湿草地」と記述があるものを「湿地依存度3」、これらの記述がないものを「湿地依存度4」とした。

2.3. 堆積年代推定

2.3.1. 前処理と放射能測定

まず、土壌深度0～70cmのサンプルを2cmずつ層を切り分け35層にした。その後、予備実験から放射能分析が十分に行えると判断できた0～32cmの16層を調査検体とした。以降の実験処理は、いであ株式会社に委託し、2016年2月15日から3月13日、2017年1月24日から3月17日までの期間に行われた。

各検体は10g程度をろつばにとり、110℃の乾燥機内で乾燥させ、含水率を求めた(環境省、『底質調査法』, <https://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/index.html>, 2018年11月12日確認)。その後、試料を60℃で乾燥させ、乳鉢を用いて粉碎し、放射能測定用試料とした。また、積算重量深度算出のために土粒子密度を日本工業規格「JIS A 1202」に従って測定した。

放射能測定用試料に対してWell型Ge半導体検出器(ミリオンテクノロジー・キャンベラ株式会社、東京)を用いて24時間測定を行い、各放射性核種のスペクトル解析を行った。遮蔽体には厚さ15cmの極低バックグラウンド鉛遮蔽体(ミリオンテクノロジー・キャンベラ株式会社、東京)を用いた。

2.3.2. 放射性鉛による年代測定

Pb-210の供給源は地殻であり、空気中に存在するラドンガスから常に生まれ続けている。ラドンガスは火山活動が盛んな温泉地などでは高い値を示す。Pb-210は、微小粒子の形で風に乗って空気中を循環しており、雨により洗い落とされ、気象現象に支配されながら水圏へと移動する。水中においてPb-210は沈降粒子とともに沈降し、毎年概ね一定量が底泥に移行する(金井, 2000)。

その後、Pb-210は一定の速さ(半減期22.2年)で壊変するため、堆積深度が深くなるにつれて減少し、ある一

定の深さに達すると底質や水中から供給されるものとの差が見られなくなる。

Pb-210は、半減期22.2年を5回繰り返すと表層に堆積していた時の約3%まで減少するため、Pb-210を用いた年代推定は、およそ100年前に堆積した底泥に対してまでの適用が可能である。しかし、調査地点の環境の変化に伴い堆積物の堆積過程が異なることにより性状に変化が見られた場合には、堆積年代の把握は難しい。

放射性鉛を用いた年代推定は次に記す順番で行った(金井, 2000)。まず、 γ 線測定器を用いて測定した各層のPb-210からPb-214(底質や水中のRa-226から生成してくるPb-210)を差し引き、新生堆積物と共に沈降したPb-210exを求めた。次に片対数グラフ上に積算重量深度(g/cm^2 ; $W=(1-\text{間隙率})\times\text{泥の密度}\times\text{深さ}(cm)$)に対しPb-210exをプロットし、この直線の傾きより平均重量堆積速度(ω ; $g/cm^2/年$)を求めた。そして、平均重量堆積速度から、平均堆積速度($cm/年$; $\omega/((1-\text{間隙率})\times\text{泥の密度})$)及び堆積年数(年; $\text{堆積重量深度}(g/cm^2)/\omega$)を求めた。

2.3.3. 放射性セシウムによる年代測定

Cs-137は、大気圏原水爆実験や原子力発電所の事故により地球上に放出された放射性物質である。1954年のビキニ環礁の水爆実験以降、1963年のアメリカ、イギリス、ソビエト連邦の3国の部分的核実験停止条約成立まで大気圏内の実験が行われていたため、1950年代後半から1960年代前半にかけて大量の放射性物質が地表に降下したと考えられており、1963年には東京で最大のピークが観測されている。また、1968年にチェルノブイリ原子力発電所の事故や2011年の福島第一発電所の事故により放出されたことも知られている。

このため、 γ 線測定装置を用いて各層の堆積物(Cs-137, 半減期30.1年; Cs-134, 半減期2.06年)を測定することにより、Cs-137が放出され始めた1950年代前半や、東京において最大ピークが観測された1963年、チェルノブイリ原子力発電所の事故により放出された1986年、そして福島第一原子力発電所事故の2011年の推定が可能である。

本研究では、Cs-137及びCs-134の測定結果から上述の4つの年代の堆積層を推定した。また、いずれかのイベントが確認できた場合には、確認できた堆積層の積算重量深度(g/cm^2)をその堆積年数(年)で割ることにより、イベントが生じた時期から現在までの平均重量堆積速度($g/cm^2/年$)を求めた。更にこの平均重量堆積速度から、放射性鉛の場合と同様に平均堆積速度($cm/年$)及び各層の堆積年数を求めた。

3. 結果

3.1. 撒きだし試験

撒きだし試験の結果、1,789個体の発芽を確認した。しかし、その内3個体(0.2%)が同定前に枯死し、同定できたものは1,786個体14科20種であった(表1)。これらの種を湿地依存度1~4に分けて集計すると、それぞれ4種、1種、9種、6種であった。コントロール条件のものから発芽は確認されなかった。一方、耕作放棄地の土壌からは14科22種確認され、これらの種を湿地依存度1~4に分けて集計すると、それぞれ3種、4種、5種、10種であった。水田の土壌と耕作放棄地の土壌から発芽したものを合わせると、確認種数は合計20科33種となった。これらのうち13種(イボクサ、コウガイゼキショウ、コゴメガヤツリ、メアゼテンツキ、イヌホタルイ、ヌカキビ、コケオトギリ、ヤナギタデ、イヌタデ、ノミノフスマ、ヒメジソ、チチコグサ、フラスコモ属の一種)は、耕作放棄地の土壌からのみ確認された(表1)。

発芽数の多い種と発芽数(同定できた1,786個体)に占める割合は、ヒメミズワラビが741個体(41.5%)、アメリカアゼナ528個体(29.6%)、アゼナ228個体(12.8%)であった。水生植物にあたる湿地依存度が1と2の植物は、ヒメミズワラビ、コウキクサ、コナギ、イヌミゾハコベ、キクモの5種が確認された。耕作放棄地においてはヒメミズワラビ、イボクサ、コウガイゼキショウ、イヌホタルイ、イヌミゾハコベ、ヤナギタデ、フラスコモ属の一種の7種が確認された。

土壌深度ごとの発芽種数は、水田の土壌において0~12cmが17種、12~24cmが16種、24~36cmが7種、耕作放棄地においては0~12cmが19種、12~24cmが12種、24~36cmが1種(コケオトギリ)であり、ともに土壌深度が深くなるにつれて発芽種数が減少した(図2)。また、土壌深度ごとの発芽数と単位面積当たりの発芽数は、0~12cmが1,244個体と0.076個体/ cm^3 、12~24cmが522個体と0.032個体/ cm^3 、24~36cmでは20個体と0.001個体/ cm^3 、であった(図3)。

3.2. 堆積年代推定

3.2.1. 含水率等の分析結果

含水率(含泥率)、強熱減量および土粒子密度の分析結果を表2、図4に示す。また、併せてこれらから計算した湿潤密度や間隙率、積算重量深度も示した。各土壌試料の含水率は29.9~48.6%、強熱減量は4.7~9.7%であった(表2)。土壌深度0~8cmに対して8~24cmの範囲では、含水率と強熱減量ともに減少し、24~32cmの範囲では急激に高くなった(図4)。土粒子密度は2.525~2.640 g/cm^3 であり、土壌深度0~12cmにかけて緩やかに上昇し、24cmから緩やかに減少した(表2)。

3.2.2. 放射性鉛の測定と年代推定

Pb-210は54.3Bq/kgから6.59 Bq/kgまで減少し、Pb-214は24.2 ~ 15.4 Bq/kgの値を示した(表3)。Pb-210とPb-214の差であるPb-214exは土壌深度10cm以下では負の値を示した(表3)。

放射性鉛による年代推定では、片対数グラフの横軸に積算重量深度を取り、横軸にPb-210exをプロットして、この直線の傾きから平均重量堆積速度を求める。本研究では4点しかプロットできず、決定係数(R²)は0.6977

で、良好な回帰直線は得られなかった(図5a)。

そこで確認のため、Pb-210exではなくPb-210の測定結果を用いて同様のグラフを作成した(図5b)。Pb-210は土壌深度32cmまで、測定した全層で検出された。一部の層の測定結果は回帰直線上にのらなかったが、この傾きから平均重量堆積速度を求めたところ、0.488g/cm²/年となった。また、表層0~2cmの環境条件を元に平均堆積速度(0~2cm)を求めたところ、0.513cm/年となった(表4)。

表1. 鍍漕干拓地土壌の撒きだし試験で発芽を確認することができた維管束植物および車軸藻類のリスト。20か所(図1)の採泥地のサンプルを全て合計した結果。表内のそれぞれの値は各試験条件での発芽数を示し(前処理温度4℃/35℃)、得られた土壌深度ごとに、湿潤条件と湛水条件を分けて示した。耕作放棄地の土壌サンプルでのみ発芽が確認されたものは種名の脇に※印を付し、試験の結果の欄には「○」を示した。なお、発芽数はこの表内には加算していない。湿地依存度の評価手法については材料と方法の項参照。

| 種名 | 学名 | 科名 | 湿湿度 依存度 | 湿潤条件(0cm) | | | 湛水条件(2-3cm) | | | 計 |
|------------|---|---------|------------|-----------|---------|-------|-------------|-------|-------|----------|
| | | | | 土壌深度(cm) | | | 土壌深度(cm) | | | |
| | | | | 0-12 | 12-24 | 24-36 | 0-12 | 12-24 | 24-36 | |
| ヒメズワラビ | <i>Ceratopteris gaudichaudii</i> Brongn. var. <i>vulgaris</i> Masuyama et Watano | イモトソウ科 | 1 | 216/293 | 125/99 | 5/3 | -/- | -/- | -/- | 346/395 |
| コウキクサ | <i>Lemna minor</i> L. | サトイモ科 | 1 | 7/- | -/- | -/- | 52/- | 3/- | 1/- | 63/- |
| イボクサ※ | <i>Murdannia keisak</i> (Hassk.) Hand.-Mazz. | ツユクサ科 | 2 | 0/- | 0/- | -/- | 0/- | 0/- | -/- | 0/- |
| コナギ | <i>Monochoria vaginalis</i> (Burm.f.) C.Presl ex Kunth var. <i>vaginata</i> | ミズアオイ科 | 2 | -/- | -/- | -/- | 4/3 | 1/2 | -/- | 5/5 |
| コウガイゼキショウ※ | <i>Juncus prismatocarpus</i> R.Br. subsp. <i>leschenaultii</i> (J.Gay ex Laharpe) Kirschnner | イグサ科 | 2 | 0/- | 0/- | -/- | 0/- | 0/- | -/- | 0/- |
| ヒナガヤツリ | <i>Cyperus flaccidus</i> R.Br. | カヤツリグサ科 | 4 | 1/1 | 2/- | -/- | 1/- | -/- | -/- | 4/1 |
| コゴメガヤツリ※ | <i>Cyperus iria</i> L. | カヤツリグサ科 | 4 | 0/- | -/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 0/- |
| ヒデリコ | <i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich. var. <i>littoralis</i> | カヤツリグサ科 | 3 | 1/3 | -/- | 1/- | -/- | -/- | -/- | 2/3 |
| メアゼテンツキ※ | <i>Fimbristylis velata</i> R.Br. | カヤツリグサ科 | 4 | 0/- | 0/- | -/- | 0/- | 0/- | -/- | 0/- |
| イヌホタルイ※ | <i>Schoenoplectus juncooides</i> (Roxb.) Palla | カヤツリグサ科 | 2 | -/- | -/- | -/- | -/- | 0/- | -/- | 0/- |
| ケイスビエ | <i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv. var. <i>aristata</i> Gray | イネ科 | 3 | 1/- | 0/- | -/- | -/1 | 0/- | -/- | 1/1 |
| ヌカキビ※ | <i>Panicum bisulcatum</i> Thunb. | イネ科 | 4 | 0/- | -/- | -/- | 0/- | -/- | -/- | 0/- |
| オオスズメノカタビラ | <i>Poa trivialis</i> L. | イネ科 | 3 | 9/2 | 1/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 10/2 |
| ハイヌメリグサ | <i>Sacciolepis spicata</i> (L.) Honda ex Masam. var. <i>spicata</i> | イネ科 | 3 | -/- | 1/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 1/- |
| イヌミノハコベ | <i>Elatine triandra</i> Schkuhr var. <i>triandra</i> | ミゾハコベ科 | 1 | 12/2 | -/2 | -/- | 24/14 | 12/5 | 2/- | 50/23 |
| コケオトギリ※ | <i>Hypericum laxum</i> (Blume) Koidz. | オトギリソウ科 | 3 | 0/- | -/- | 0/- | -/- | -/- | -/- | 0/- |
| チョウジタデ | <i>Ludwigia epilobioides</i> Maxim. subsp. <i>epilobioides</i> | アカバナ科 | 3 | 7/1 | 6/- | -/- | -/4 | -/- | -/- | 13/5 |
| タネツケバナ | <i>Cardamine occulta</i> Hornem. | アブラナ科 | 3 | 4/12 | 5/18 | 1/3 | -/- | -/- | -/- | 10/33 |
| スカシタゴボウ | <i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser | アブラナ科 | 3 | 1/- | -/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 1/- |
| ヤナギタデ※ | <i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre | タデ科 | 2 | 0/- | -/- | -/- | 0/- | -/- | -/- | 0/- |
| イヌタデ※ | <i>Persicaria longisetata</i> (Brujin) Kitag. | タデ科 | 4 | -/- | -/- | -/- | 0/- | -/- | -/- | 0/- |
| コハコベ | <i>Stellaria media</i> (L.) Vill. | ナデシコ科 | 4 | -/- | 3/- | 1/- | -/- | -/- | -/- | 4/- |
| ノミノフスマ※ | <i>Stellaria uliginosa</i> Murray var. <i>undulata</i> (Thunb.) Fenzl | ナデシコ科 | 4 | 0/- | 0/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 0/- |
| フタバムグラ | <i>Oldenlandia brachypoda</i> DC. | アカネ科 | 3 | -/2 | 1/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 1/2 |
| キクモ | <i>Limnophila sessiliflora</i> (Vahl) Blume | オオハコ科 | 1 | 13/2 | -/- | -/- | 9/1 | 1/- | -/- | 23/3 |
| アメリカアゼナ | <i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell subsp. <i>major</i> (Pursh) Pennell | アゼナ科 | 4 | 154/48 | 75/10 | 2/- | 101/44 | 36/58 | 1/- | 369/160 |
| アゼナ | <i>Lindernia procumbens</i> (Krock) Borbás | アゼナ科 | 4 | 69/9 | 6/1 | -/- | 75/31 | 25/12 | -/- | 175/53 |
| ヒメジソ※ | <i>Mosla dianthera</i> (Buch.-Ham. ex Roxb.) Maxim. | シソ科 | 4 | 0/- | -/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 0/- |
| トキワハゼ | <i>Mazus pumilus</i> (Burm.f.) Steenis | サギゴケ科 | 4 | -/2 | -/- | -/- | -/- | -/- | -/- | -/2 |
| トキンソウ | <i>Centipeda minima</i> (L.) A.Braun et Asch. | キク科 | 4 | 5/3 | 4/7 | -/- | -/- | -/- | -/- | 9/10 |
| アメリカタカサブロウ | <i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk. | キク科 | 3 | -/- | 1/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 1/- |
| チチコグサ※ | <i>Euchiton japonicus</i> (Thunb.) Anderb. | キク科 | 4 | 0/- | -/- | -/- | -/- | -/- | -/- | 0/- |
| フラスコモ※ | <i>Nitella</i> sp. | シャジクモ科 | 1 | -/- | -/- | -/- | 0/- | -/- | -/- | 0/- |
| 合計 | | | | 500/380 | 230/137 | 10/6 | 266/98 | 78/77 | 4/0 | 1088/698 |

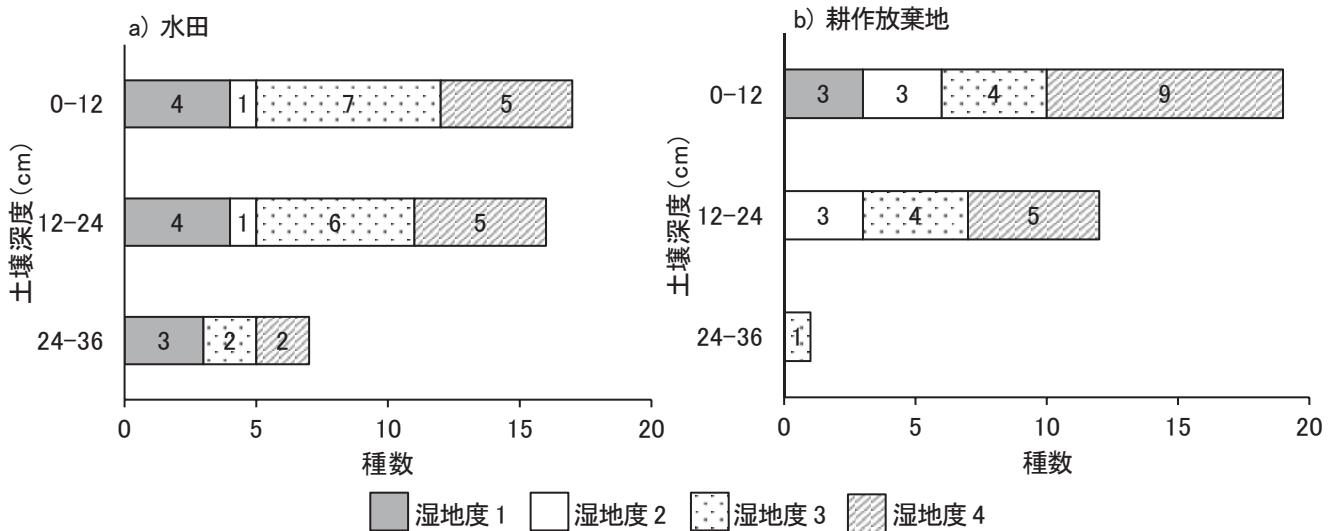


図2. 土壌深度ごとの発芽種数。

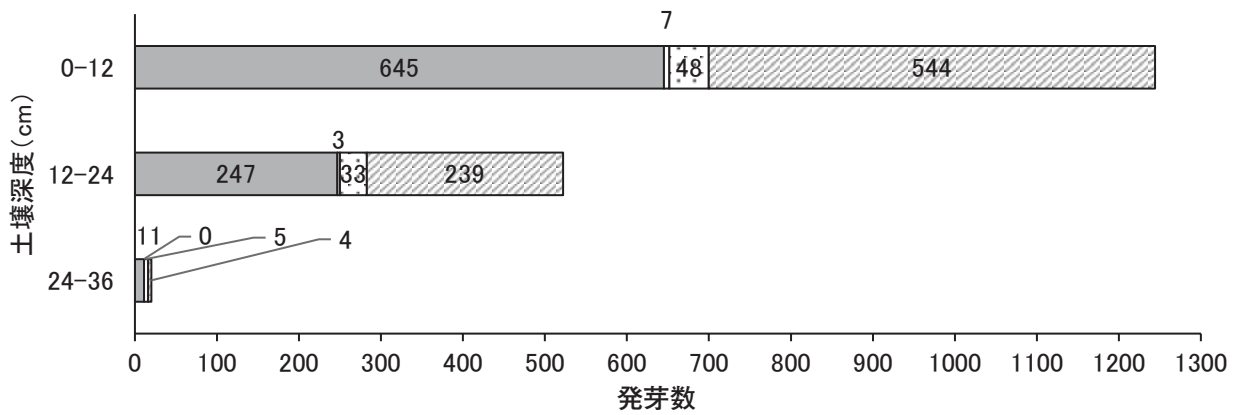


図3. 土壌深度ごとの発芽数 (水田)。湿地度の凡例は図2に同じ。

表2. 含水率、含泥率、土粒子密度及び積算重量深度の分析結果。

| No. | 層深さ cm-cm | 深さ中央 cm | 含水率 (%) | 含泥率 (%) | 強熱減量 (%) | 泥の密度 (g/cm ³) | 湿潤密度 (g/cm ³) | 間隙率 | 積算重量深度 (g/cm ²) |
|-----|--------------|------------|------------|------------|-------------|------------------------------|------------------------------|-------|--------------------------------|
| 1 | 0-2 | 1 | 39.8 | 60.2 | 7.8 | 2.566 | 1.581 | 0.629 | 0.95 |
| 2 | 2-4 | 3 | 36.2 | 63.8 | 7.4 | 2.595 | 1.645 | 0.596 | 2.95 |
| 3 | 4-6 | 5 | 36.2 | 63.8 | 7.6 | 2.588 | 1.643 | 0.595 | 5.05 |
| 4 | 6-8 | 7 | 35.9 | 64.1 | 7.5 | 2.593 | 1.650 | 0.592 | 7.16 |
| 5 | 8-10 | 9 | 30.2 | 69.8 | 5.6 | 2.623 | 1.760 | 0.532 | 9.44 |
| 6 | 10-12 | 11 | 29.9 | 70.1 | 4.7 | 2.637 | 1.770 | 0.529 | 11.91 |
| 7 | 12-14 | 13 | 33.7 | 66.3 | 5.6 | 2.637 | 1.699 | 0.573 | 14.28 |
| 8 | 14-16 | 15 | 36.5 | 63.5 | 6.2 | 2.627 | 1.648 | 0.602 | 16.45 |
| 9 | 16-18 | 17 | 33.9 | 66.1 | 5.5 | 2.634 | 1.695 | 0.575 | 18.62 |
| 10 | 18-20 | 19 | 33.6 | 66.4 | 5.8 | 2.635 | 1.701 | 0.571 | 20.87 |
| 11 | 20-22 | 21 | 32.9 | 67.1 | 5.1 | 2.621 | 1.709 | 0.562 | 23.15 |
| 12 | 22-24 | 23 | 35.3 | 64.7 | 4.9 | 2.640 | 1.672 | 0.590 | 25.38 |
| 13 | 24-26 | 25 | 43.6 | 56.4 | 8.2 | 2.581 | 1.528 | 0.666 | 27.32 |
| 14 | 26-28 | 27 | 48.6 | 51.4 | 9.7 | 2.557 | 1.456 | 0.707 | 28.93 |
| 15 | 28-30 | 29 | 43.7 | 56.3 | 8.3 | 2.551 | 1.520 | 0.664 | 30.53 |
| 16 | 30-32 | 31 | 45.8 | 54.2 | 9.4 | 2.525 | 1.487 | 0.681 | 32.19 |

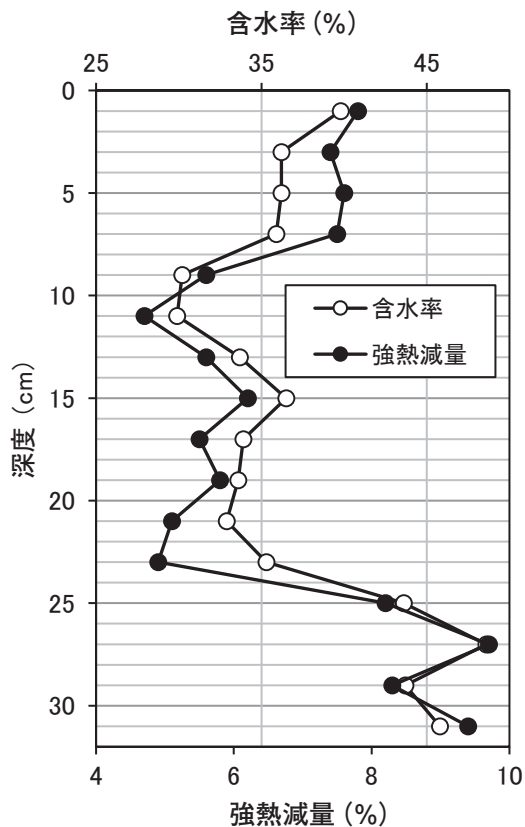


図 4. 土壌深度に対する含水率 (%) と強熱減量 (%) の関係。

3.2.3. 放射性セシウムの測定と年代推定

Cs-137は最下層の土壌深度30～32cm以外の層からは全ての層から検出され、0～10cmの層(10.3～18.3Bq/kg)、14～16cmの層(2.02Bq/kg)、22～24cmの層(2.43Bq/kg)、24～26cmの層(1.96Bq/kg)で高い値を示した(表3)。Cs-134は全ての層において検出されなかった(表3)。

これらの結果から、放射性セシウムに関する4つのイベントについて以下の5つの推定を立てた(図6)。

1) 福島第一原子力発電所事故の2011年(推定1)

Cs-137濃度は0～10cmまで高い値を示すが、その中で表層を除いて最も高濃度である6～8cm層をこの事故のあった2011年と推定した。

2) 福島第一原子力発電所事故の2011年(推定2)

Cs-137濃度は0～10cmまで高い値を示すが、土壌深度10cm以深で急激に減少するため、8～10cm層をこの事故のあった2011年と推定した。

3) チェルノブイリ原子力発電所事故の1986年(推定3)

土壌深度10cmより深い層で次に高濃度である14～16cm層を、福島第一原子力発電所事故の次のイベントである、チェルノブイリ原子力発電所事故の1986年と推定した。

4) 原水爆実験由来のCs-137が最大ピークを示す1963年(推定4)

土壌深度10cmより深い層では22～24cm層が最も高濃度であるので、この層を原水爆実験由来のCs-137が最大ピークを示す1963年と推定した。

5) Cs-137が初めて検出される1954年(推定5)

Cs-137が検出される最下層は土壌深度24～26cmであるので、この層をCs-137が初めて検出される1954年と推定した。

推定1では、土壌深度6～8cm層の積算重量深度7.16g/cm²を2011年3月11日(福島第一原子力発電所事故)から2016年2月13日(土壌コア採集日)までの経過年数で割ることにより、平均重力堆積速度を求めると、1.431 g/cm²/年となった。また、表層0～2cm層の環境条件を元に平均堆積速度(0～2cm)を求めたところ、1.504cm/年となり、今回調査した土壌コアの中で最も深い層である30～32cm層の堆積年は1994年と推定された(表4)。

推定2では、土壌深度8～10cm層の積算重量深度9.44g/cm²を2011年3月11日(福島第一原子力発電所事故)から2016年2月13日(土壌コア採集日)までの経過年数で割ることにより、平均重力堆積速度を求めると、1.889 g/cm²/年となった。また、表層0～2cm層の環境条件を元に平均堆積速度(0～2cm)を求めたところ、1.985cm/年となり、土壌深度30～32cm層の堆積年は1999年と推定された(表4)。

推定3では、土壌深度14～16cm層の積算重量深度16.45g/cm²を1986年(チェルノブイリ原子力発電所事故)から2016年2月13日(土壌コア採集日)までの経過年数で割ることにより、平均重力堆積速度を求めると、0.548 g/cm²/年となった。また、表層0～2cm層の環境条件を元に平均堆積速度(0～2cm)を求めたところ、0.576cm/年となり、土壌深度30～32cm層の堆積年は1957年と推定された(表4)。

推定4では、土壌深度22～24cm層の積算重量深度25.38g/cm²を1963年(原水爆実験由来のCs-137が最大ピークを示す年)から2016年2月13日(土壌コア採集日)までの経過年数で割ることにより、平均重力堆積速度を求めると、0.479 g/cm²/年となった。また、表層0～2cm層の環境条件を元に平均堆積速度(0～2cm)を求めたところ、0.503cm/年となり、土壌深度30～32cm層の堆積年は1949年と推定された(表4)。

推定5では、土壌深度24～26cm層の積算重量深度27.32g/cm²を1954年(Cs-137が初めて検出された年)から2016年2月13日(土壌コア採集日)までの経過年数で割ることにより、平均重力堆積速度を求めると、0.441 g/cm²/年となった。また、表層0～2cm層の環境条件を元に平均堆積速度(0～2cm)を求めたところ、

0.463cm/年となり、土壌深度30～32cm層の堆積年は1943年と推定された(表4)。

4. 考察

4.1. 堆積年代の推定

今回の土壌試料では、放射性鉛(Pb-210)による年代推定は困難であった。放射性鉛による年代推定では、Pb-210の供給が一定であることが前提である。Pb-210はシルト・粘土質の微粒子や有機物に吸着しやすいため、堆積するシルト量によって供給されるPb-210量が異なるが、性状に変化が見られる場合は、堆積物の堆積過程が異なりPb-210の供給が一定でなかった可能性がある。

含水率は堆積物の指標となり、強熱減量は堆積物中の有機物量の指標となる。本試料における含水率と強熱減量は土壌深度24cmから28cmの層で急激に上昇していた(図4)。含水率と強熱減量はほぼ同じように変動しており、シルト量が上層から下層にかけて変動していることがわかる。この動きに伴い、Pb-210供給量が一定ではなかったと推測される。

Cs-137を用いた堆積年代推定では、推定1と2は平均重量堆積速度が大きく、他の3つの推定とは異なる傾向を示した。推定3～5は平均堆積速度0.463～0.524cm/年であり、参考データとして得たPb-210に基づく平均堆積速度0.513cm/年もこの範囲に含まれ、比較的類似した結果が得られた。

今回、土壌サンプルは耕運機の影響を受けていないと考えられる場所において採集を行った。もし、土壌が耕運機によって十分に攪拌されているとするならば、放射能の検出値には層による偏りがないと予想される。しかし、年代推定に用いた土壌試料のPb-210、Cs-137の値にはそのような傾向は認められなかった。Cs-137が比較的一様であった土壌深度0～8cmにおいても、Pb-210やPb-210exは緩やかに減少しており(図6b)、回帰直線が得られることから、今回年代推定に用いた土壌サンプルは耕運機の影響をほとんど受けていないと考えられる。

鎧潟が干拓により消失したのは1966年(西蒲原土地改良区, 1981)であり、推定3～5による堆積年代推定に従えば、土壌深度20～26cmが当時の底泥の表面と考えられた。土壌コアを採集した水田の所有者、使用者の話によれば、鎧潟干拓地の水田内には干拓後に客土はされていないとのことであった(丸山, 未発表)。干拓後の水田への土壌の供給源は、洪水等による冠水時の土砂堆積と、畔からの定常的な土壌の流出が考えられる。国土交通省の浸水実績図では(国土交通省, 『浸水実績図 - 国土交通省』, <http://www.mlit.go.jp/common/000055006.pdf>, 2018年11月15日確認)、1978年以降の浸水箇所として調査地も含まれていることから、周辺河川の増水による冠水も定期的にあったと予想される。今回の放射性核

種による年代推定は、あくまで堆積速度が一定という前提のもとで行っている。そのため、洪水頻度等を加味し、堆積速度が一定ではない可能性を踏まえて検討を行うとより正確な年代推定が行えるかもしれない。

4.2. 散布体バンクの構成種

今回の発芽試験は、5.01 m²の面積に1cmの厚さで土壌を撒きだしたにすぎず、低頻度の発芽能力を持つ散布体バンクを確認できていない可能性が高い。撒きだす土壌の量をさらに増やせば、より多くの種、種子・胞子の発芽を得ることが期待される。霞ヶ浦では、65,200 m²もの面積に土壌を撒きだし、180種の出現が確認されている(Nishihira et al., 2006)。

本研究とほぼ同じ手法に基づいて撒きだされた福島潟(新潟市北区・新発田市)の土壌(4.73 m²)からは30種(志賀・渡辺, 2015)、佐潟(新潟市西区)の底泥(φ7cm×30cm)を103箇所から得て行った撒きだし試験では、20種が確認されている(狩野, 2000)。本研究では、耕作放棄地の土壌を含めると33種の発芽が確認され、これらの結果とほぼ同等からやや多かった。これは、土壌表層に現在生育する水田雑草の散布体バンクが多く含まれているためと考えられる。

曾我・長島(1970)と吉原・西山(1968)のフロラリストおよび、新潟市立総合教育センターの植物標本庫にて確認することができた鎧潟産の植物のうち、今回の発芽試験で確認された種は、ヒメミズワラビ(ミズワラビとして扱われている)、イボクサ、コナギ、コゴメガヤツリ、ヒデリコ、ケイヌビエ、コケオトギリ、チョウジタデ、イヌタデ、ノミノフスマ、キクモ、ヒメジソ、トキワハゼの13種であった(丸山, 未発表)。これらは鎧潟以外にも周囲の水田等でも確認されるものである(丸山・志賀, 未発表)。今後、干拓地内の水田や休耕田の一部を土壌に攪乱加えるとともに、湿地に戻すことができればより多くの種類、鎧潟に過去に生育していた水生植物を確認できる可能性が高いだろう。

4.3. 散布体バンクの年代推定と年代別の量

本研究では36cmの深さの土壌コアを12cmごとに区切って均等に混ぜて発芽試験に用いた。推定3～5のシナリオに基づく堆積年代推定に従って推定年代の幅を許して考えると、0～12cmの上層は1989～2016年、12～24cmの中間層は1958～1990年、24～36cmの下層は1966年以前となる(表4)。

今回発芽用の土壌サンプルは、耕運機による影響を受けていると予想されたが、0～12cm層と12～24cm層の間にも発芽種子量には2倍以上の差がみられた(図3)。一般的に、土壌深度と散布体バンクからの発芽実生数の間には負の関係が認められることが知られている(例えば、松本ほか, 2009)。本研究で用いた土壌サン

表3. 放射能の測定結果。検出できなかったものには n.d. と記した。

| No. | 層 (cm-cm) | Pb210 Bq/kg-dry | | | Pb214 Bq/kg-dry | | | Pb-210ex Bq/kg-dry | | | Cs134 Bq/kg-dry | | | Cs137 Bq/kg-dry | | |
|-----|--------------|--------------------|-------|------|--------------------|-------|------|-----------------------|-------|------|--------------------|------|-------|--------------------|-------|------|
| | | 測定結果 | 誤差 | 検出限界 | 測定結果 | 誤差 | 検出限界 | 測定結果 | 誤差 | 検出限界 | 測定結果 | 誤差 | 検出限界 | 測定結果 | 誤差 | 検出限界 |
| 1 | 0-2 | 54.3 | 2.00 | 4.36 | 21.8 | 1.07 | 1.61 | 32.6 | 1.07 | n.d. | - | 1.48 | 18.3 | 0.733 | 1.140 | |
| 2 | 2-4 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 3 | 4-6 | 43.9 | 1.75 | 3.85 | 19.6 | 0.861 | 1.56 | 24.3 | 0.861 | n.d. | - | 1.71 | 15.7 | 0.648 | 0.993 | |
| 4 | 6-8 | 42.2 | 1.77 | 4.05 | 22.6 | 0.906 | 1.52 | 19.6 | 0.906 | n.d. | - | 1.84 | 16.3 | 0.764 | 1.025 | |
| 5 | 8-10 | 27.9 | 1.59 | 4.01 | 24.2 | 0.905 | 1.53 | 3.7 | 0.905 | n.d. | - | 1.80 | 10.3 | 0.556 | 0.974 | |
| 6 | 10-12 | 13.1 | 1.33 | 3.31 | 23.2 | 0.888 | 1.45 | -10.1 | 0.888 | n.d. | - | 1.55 | 1.33 | 0.486 | 0.957 | |
| 7 | 12-14 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 8 | 14-16 | 10.6 | 1.40 | 4.02 | 21.0 | 0.878 | 1.57 | -10.4 | 0.878 | n.d. | - | 1.82 | 2.02 | 0.507 | 0.972 | |
| 9 | 16-18 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 10 | 18-20 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 11 | 20-22 | 11.1 | 1.24 | 3.97 | 22.3 | 0.984 | 1.63 | -11.3 | 0.984 | n.d. | - | 1.48 | 0.990 | 0.264 | 0.944 | |
| 12 | 22-24 | 13.3 | 1.35 | 3.99 | 21.4 | 0.851 | 1.44 | -8.2 | 0.851 | n.d. | - | 1.69 | 2.43 | 0.327 | 0.92 | |
| 13 | 24-26 | 9.90 | 1.37 | 3.84 | 23.8 | 1.04 | 1.59 | -13.9 | 1.04 | n.d. | - | 1.90 | 1.96 | 0.342 | 1.01 | |
| 14 | 26-28 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 15 | 28-30 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| 16 | 30-32 | 6.59 | 1.173 | 3.58 | 15.42 | 0.817 | 1.47 | -8.8 | 0.817 | n.d. | - | 1.42 | n.d. | - | 0.947 | |

表4. 放射性鉛 (Pb-210) および放射性セシウム (Cs-137) のデータをもとに推定した堆積年代。放射性セシウムについては、年代推定に用いた層を網掛けで示した。

| 試料名 | 深さ中央 (cm) | 積算重量 深度 (g/cm ²) | Pb-210 から求めた結果 | | Cs-137 から求めた結果 | | | | | | | | | |
|----------------|--------------|------------------------------------|----------------|------------------------|-----------------------------|------------------------|-------------------------------|------------------------|--------------------------------|------------------------|--------------------------------|------------------------|--------------------------------|------------------------|
| | | | 全データをもとに推定 | | 6-8cm を 2011 年と推定 (推定 1) | | 8-10cm を 2011 年と 推定 (推定 2) | | 14-16cm を 1986 年と 推定 (推定 3) | | 22-24cm を 1963 年と 推定 (推定 4) | | 24-26cm を 1954 年と 推定 (推定 5) | |
| | | | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) | 堆積年数 (年) | 西暦 (年) |
| 0-2 | 1 | 0.95 | 1.95 | 2014 | 0.66 | 2015 | 0.50 | 2015 | 1.74 | 2014 | 1.99 | 2014 | 2.16 | 2014 |
| 2-4 | 3 | 2.95 | 6.05 | 2010 | 2.06 | 2014 | 1.56 | 2014 | 5.38 | 2011 | 6.17 | 2010 | 6.70 | 2009 |
| 4-6 | 5 | 5.05 | 10.36 | 2006 | 3.53 | 2012 | 2.67 | 2013 | 9.21 | 2007 | 10.55 | 2005 | 11.46 | 2005 |
| 6-8 | 7 | 7.16 | 14.67 | 2001 | 5.00 | 2011 | 3.79 | 2012 | 13.05 | 2003 | 14.95 | 2001 | 16.24 | 2000 |
| 8-10 | 9 | 9.44 | 19.36 | 1997 | 6.60 | 2009 | 5.00 | 2011 | 17.22 | 1999 | 19.72 | 1996 | 21.43 | 1995 |
| 10-12 | 11 | 11.91 | 24.42 | 1992 | 8.32 | 2008 | 6.31 | 2010 | 21.72 | 1994 | 24.88 | 1991 | 27.04 | 1989 |
| 12-14 | 13 | 14.28 | 29.28 | 1987 | 9.98 | 2006 | 7.56 | 2008 | 26.04 | 1990 | 29.83 | 1986 | 32.41 | 1984 |
| 14-16 | 15 | 16.45 | 33.73 | 1982 | 11.50 | 2005 | 8.71 | 2007 | 30.00 | 1986 | 34.37 | 1982 | 37.34 | 1979 |
| 16-18 | 17 | 18.62 | 38.18 | 1978 | 13.01 | 2003 | 9.86 | 2006 | 33.95 | 1982 | 38.89 | 1977 | 42.26 | 1974 |
| 18-20 | 19 | 20.87 | 42.79 | 1973 | 14.58 | 2001 | 11.05 | 2005 | 38.05 | 1978 | 43.59 | 1972 | 47.37 | 1969 |
| 20-22 | 21 | 23.15 | 47.46 | 1969 | 16.17 | 2000 | 12.26 | 2004 | 42.20 | 1974 | 48.34 | 1968 | 52.53 | 1963 |
| 22-24 | 23 | 25.38 | 52.03 | 1964 | 17.73 | 1998 | 13.44 | 2003 | 46.27 | 1970 | 53.00 | 1963 | 57.59 | 1958 |
| 24-26 | 25 | 27.32 | 56.01 | 1960 | 19.09 | 1997 | 14.47 | 2002 | 49.81 | 1966 | 57.06 | 1959 | 62.00 | 1954 |
| 26-28 | 27 | 28.93 | 59.31 | 1957 | 20.21 | 1996 | 15.32 | 2001 | 52.75 | 1963 | 60.42 | 1956 | 65.65 | 1950 |
| 28-30 | 29 | 30.53 | 62.60 | 1953 | 21.33 | 1995 | 16.17 | 2000 | 55.67 | 1960 | 63.77 | 1952 | 69.29 | 1947 |
| 30-32 | 31 | 32.19 | 66.01 | 1950 | 22.49 | 1994 | 17.05 | 1999 | 58.70 | 1957 | 67.24 | 1949 | 73.07 | 1943 |
| 平均重量堆積速度 | | | 0.488 | (g/cm ² /年) | 1.431 | (g/cm ² /年) | 1.889 | (g/cm ² /年) | 0.548 | (g/cm ² /年) | 0.479 | (g/cm ² /年) | 0.441 | (g/cm ² /年) |
| (0-2cm) 平均堆積速度 | | | 0.513 | (cm/年) | 1.504 | (cm/年) | 1.985 | (cm/年) | 0.576 | (cm/年) | 0.503 | (cm/年) | 0.463 | (cm/年) |

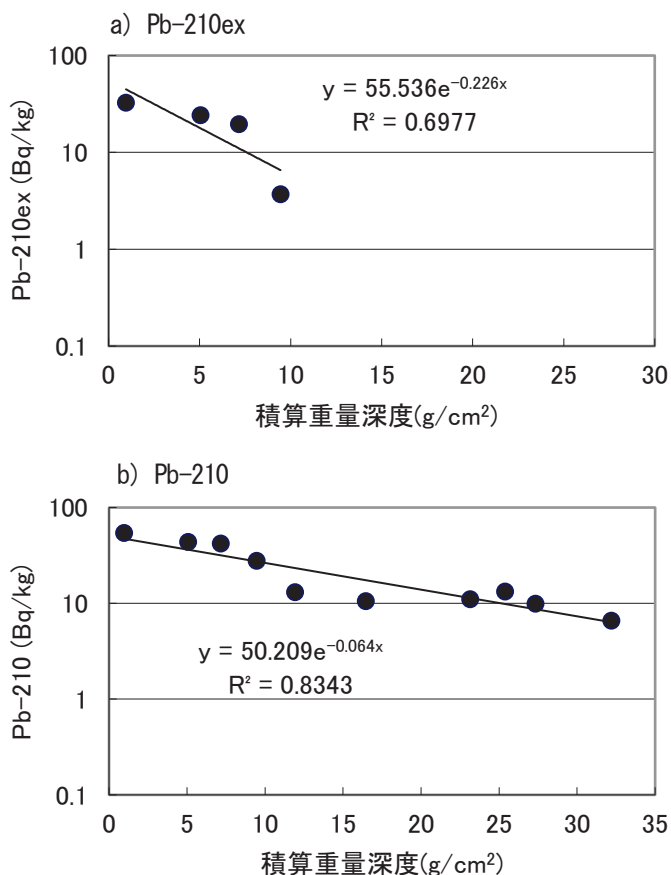


図5. 積算重量深度と Pb-210ex (a)、Pb-210 (b) の関係。

プルを得た水田においては、田起こしや代掻きが行われているものの、この2層の土壌が偏りなく混合されてはいないと思われる。なお、土壌深度0～12cm層の範囲の散布体バンクの密度(0.076個体/cm³)は、福島潟(志賀・渡辺, 2015)や佐潟(狩野, 2000)で調査されたヨシ原や水田の土壌(0.0206～0.1302個体/cm³)の結果の範囲に収まった。

干拓からしばらくの期間、田起こしや代掻きの影響を受けていると予想されるものの、干拓前の鰐潟本来の底泥と当時の散布体バンクが残されている土壌は24～36cmの層であると考えられる。散布体バンクを含む水生植物の散布体バンクの研究では、地上植生から記録されなくなった植物の再生の可能性は時間経過に伴って急激に低下し、消失から40～50年が経過した種では再生が困難になることが示唆されている(西廣ほか, 2016)。今回の発芽試験においても24～36cmの土壌には発芽可能な種や種子・胞子が極めて減少しており(0.001個体/cm³)、鰐潟干拓前の土壌に蓄積された埋土種子集団の多くは失われていることが明らかになった。そのため、鰐潟の植生を復元するのであれば、24cmより下層の土壌を用いる、また干拓後も田起こしや代掻きの影響を受

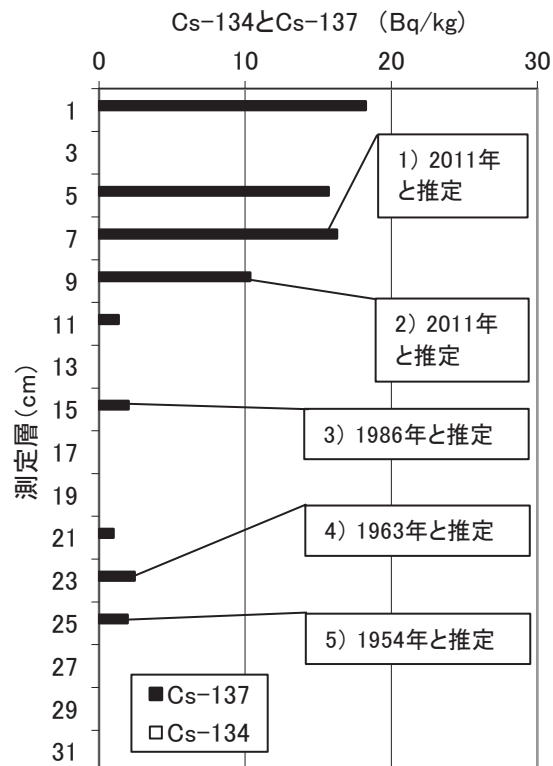


図6. 土壌深度と放射性セシウム (Bq/kg) の関係。年代推定を行うための各イベント、福島第一原子力発電事故 (2011年)、チェルノブイリ原子力発電所事故 (1986年)、原水爆実験由来のCs-137最大ピーク(1963年)、Cs-137の初検出 (1954年) の推定についてそれぞれ図内に推定1～5として示した。

けていないと考えられる畔の直下の土壌を用いることが有効かもしれない。また、大規模な植生復元に取り組みないとしても、散布体バンクを保全・再生させるために、干拓時の土壌以深まで掘り起こして干拓地の一部を湿地に戻して、新生個体の結実を促すことも検討する必要があるだろう。

5. 謝辞

本研究は、新潟県新潟市からの受託研究「新潟市域の湖沼における水生植物の生育状況と埋土種子の構成に関する研究」として行った。本調査を実施するにあたり、西蒲原土地改良区西地区事務所の本間仁事務長に水田についての情報をいただいた。新潟市立総合教育センター職員各位には標本閲覧にあたりお世話いただいた。また、新潟大学大学院自然科学研究科の平澤優輝氏、坪田和真氏、新潟大学教育学部の金田風花氏には土壌の採集に際して手伝っていただいた。この場を借りて厚く御礼申し上げる。

6. 引用文献

Baskin CC, Baskin MJ (2014) Seeds: Ecology,

- Biogeography, and, Evolution of Dormancy and Germination, 2nd edition. Academic Press, Cambridge.
- 濱田崇臣 (1998) 湖沼堆積物を用いた手賀沼の環境変遷の検討(その2) -鉛-210法・セシウム-137法による堆積物の年代測定と珪藻化石による手賀沼の環境変化- (研究報告:U98061). 電力中央研究所報告, 電力中央研究所, 東京.
- 星野卓二・正木智美・西本真理子 (2011) 日本カヤツリグサ科植物図譜. 平凡社, 東京.
- Hu S, Niu Z, Chen Y, Li F, Zhang H (2017) Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of The Total Environment* 586:319-327
- 角野康郎 (2014) ネイチャーガイド 日本の水草. 文一総合出版, 東京.
- 金井 豊 (2000) 鉛-210堆積年代測定法 とその問題点. *地球化学*34:23-39
- 狩野裕章 (2000) 佐潟におけるシードバンクの分布とその構成~特に土壤環境. 植生変化とシードバンクの関係について~. In 新潟市:平成11年度新潟市[佐潟学術研究奨励補助金]研究成果報告書. pp.1-20, 新潟市市民局・環境部環境対策課, 新潟市.
- Leadley PW, Krug CB, Alkemade R, Pereira HM, Sumaila UR, Walpole M, Marques A, Newbold T, Teh LSL, van Kolck J, Bellard C, Januchowski-Hartley SR, Mumby PJ (2014) Progress towards the Aichi Biodiversity Targets: An Assessment of Biodiversity Trends, Policy Scenarios and Key Actions. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada.
- 丸山紗知・志賀 隆 (2016) 新潟市西蒲区鎧潟の水生植物相. In新潟市(編):平成27年度新潟市潟環境研究所研究成果報告書. pp36-44, 潟環境研究所, 新潟.
- 松本 仁・今西亜友美・今西純一・森本幸裕・夏原由博 (2009) 巨椋池・横大路沼干拓地の表層土壌における水生植物散布体の残存状況とその鉛直分布. *ランドスケープ研究*72(5):543-546
- 百原新・上原浩一・藤木利之・田中法生 (2001) 千葉県手賀沼湖底堆積物中の埋土種子の分布と保存状態. *筑波実験植物園研究報告*20:1-9
- 百島則幸・上田祐介・杉原真司・山形陽一・国分秀樹 (2008) ²¹⁰Pb堆積年代測定法による英虞湾の堆積環境の解析. *地球化学*42:99-111
- 中村俊夫 (2001) 放射性炭素年代とその高精度化. *第四紀研究*40(6):445-459
- Nishihiro J, Nishihiro MA, Washitani I. (2006) Assessing the potential for recovery of lakeshore vegetation: species richness of sediment propagule banks. *Ecological Research* 21:436-445
- 西廣 淳・赤坂宗光・山ノ内崇志・高村典子 (2016) 散布体バンクを含む湖沼底質からの水生植物再生可能性の時間的低下. *保全生態学研究*21:147-154
- 西蒲原土地改良区 (1981) 西蒲原土地改良史下. 巻.
- 大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司(編) (2015) 改訂新版 日本の野生植物 1 ソテツ科~カヤツリグサ科. 平凡社, 東京.
- 大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司(編) (2016a) 改訂新版 日本の野生植物 2 イネ科~イラクサ科. 平凡社, 東京.
- 大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司(編) (2016b) 改訂新版 日本の野生植物 3 バラ科~センダング科. 平凡社, 東京.
- 大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司(編) (2017a) 改訂新版 日本の野生植物 4 アオイ科~キョウチクトウ科. 平凡社, 東京.
- 大橋広好・門田裕一・木原 浩・邑田 仁・米倉浩司(編) . (2017b) 改訂新版 日本の野生植物 5 ヒルガオ科~スイカズラ科. 平凡社, 東京.
- 長田武正 (1993) 日本のイネ科植物図譜. 平凡社, 東京.
- Rodrigo AM, Alonso-Guillen LJ, Soulie-Marsche I (2010) Reconstruction of former charophyte community out of the fructification identified in Albufera de València lagoon sediments. *Aquatic Botany* 92:14-22
- 志賀 隆・渡辺雄大 (2015) 掘削地の植物相調査と土壤撒きだし試験による福島潟の埋土種子集団の解明. In 新潟市(編):平成26年度新潟市潟環境研究所研究成果報告書. pp35-56, 潟環境研究所, 新潟.
- 曾我 浩・長島義介 (1970) 巻町双書 第14集 鎧潟の水生植物. 巻町役場, 巻.
- 吉原正秀・西山邦夫 (1968) 新潟県鎧潟の植物. *長岡市立科学博物館研究報告* (5):1-13
- Zedler BJ (2000) Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15(10):402-407