

## 事例報告

## ニホンジカ捕獲個体の埋設が土壌水の水質へ及ぼす影響

古澤仁美<sup>1</sup>・八代田千鶴<sup>2</sup>・平田滋樹<sup>3</sup>・横田 勉<sup>4</sup>・高橋一英<sup>4</sup><sup>1</sup> 国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所<sup>2</sup> 国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所関西支所<sup>3</sup> 国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構<sup>4</sup> 公益社団法人長崎県食品衛生協会食品環境検査センター

## Effect of burying sika deer carcass on soil-water quality

Hitomi Furusawa<sup>1</sup>, Chizuru Yayota<sup>2</sup>, Shigeki Hirata<sup>3</sup>, Tsutomu Yokota<sup>4</sup>, Kazuhide Takahashi<sup>4</sup><sup>1</sup>Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)<sup>2</sup>Kansai Research Center, FFPRI<sup>3</sup>National Agriculture and Food Research Organization (NARO)<sup>4</sup>Nagasaki Food Hygiene Association

**Abstract** Most of captured sika deer (*Cervus nippon*) in forests are currently buried at the site where they were captured, because it is difficult to take away from there. The impact of deer-carcass burial and abandonment on the surrounding environment, however, is unclear. In this study, we performed deer-carcass burial to examine its effects on soil-water quality. Three experimental plots were established, each with four treatment plots (placement of a deer carcass on the ground surface (0 m), burial of a deer carcass for each depth of 0.5 m and 1.5 m, and a control), and soil water was collected at 0.5 m and 1.5 m depths in each treatment plot. Soil water was also collected just below the ground where the deer carcass was placed in the 0m treatment plots. Soil-water quality was measured for pH, electrical conductivity, total dissolved organic carbon, total nitrogen, ammonium nitrogen, and nitrate–nitrogen concentrations. Although the values varied between the experimental plots, the electrical conductivity, total dissolved organic carbon, and total nitrogen concentrations were sometimes higher in the burial treatment plots than in the control plots, confirming that deer-carcass burial affects soil-water quality. Although this study only used a single deer carcass for each treatment plot, the maximum values of electrical conductivity and nitrate–nitrogen concentrations could be as high as or higher than those found at large burial sites in previous studies. Burying deer carcasses in areas with a high groundwater table, such as along a stream, should be avoided as it may contaminate the stream water.

**Key words:** burial of a deer carcass, *Cervus nippon*, forest area, nitrate nitrogen, soil water contamination

## はじめに

近年、ニホンジカ (*Cervus nippon*, 以下、シカとする) の個体数の増加と分布の拡大が全国的に生じており、農

林業への大きな被害や森林生態系の改変が生じている。環境省と農林水産省は2013年に「抜本的な鳥獣捕獲強化対策」を策定し、この中でシカの個体数を2023年までに半減させる目標を立ててシカの捕獲を進めており（環

境省・農林水産省 2013), 捕獲頭数が急激に増加している。鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化に関する法律の18条によって, 捕獲した個体の放置は禁止されている(環境省 2015)。そして鳥獣の保護及び管理を図るための事業を実施するための基本的な指針(平成29年9月告示版)により, やむを得ない場合にかぎり生態系に影響を及ぼさないように適切な方法で埋設することとなっている(環境省 2017)。特に森林では捕獲場所からの搬出が困難な場合が多く, 現状では捕獲個体の多くが現場に埋設されていると推定されている。

現場での捕獲個体の埋設方法や深度は多様になってきている。従来の方法として人力で掘削して埋設するケースが多い一方, 事業として実施される捕獲の場合は重機で掘削した深い深度(約1.5~2 m程度)の埋設穴に埋設することも多い。また, 2014年に創設された指定管理鳥獣捕獲等事業では, 特例措置ではあるが必要性が認められた場合は捕獲個体の放置が可能となっている。いずれにしても, 生態系に影響を及ぼすことがないように適切に埋設あるいは放置を行う必要があるが, 捕獲現場での埋設や放置が周辺環境へ及ぼす影響を検討した事例はほとんどない。

自然生態系では動物の死骸の分解は土壌へ養分を供給するなど生態系の養分循環に寄与していると考えられており, 死骸下の土壌で生じる化学性の変化が研究されてきた(例えば Bump et al. 2009, Quaggiotto et al. 2019)。そして, 有蹄類の死骸は強い局所的な攪乱であり, 土壌に集中的な養分蓄積を生じさせ, 生態系の養分分布に不均一さをもたらすと指摘されている(Towne 2000, Bump et al. 2009)。

畜産の分野では, 家畜伝染病発生に伴い家畜の大量埋却が生じる場合があり, 埋却地から生じる浸出液が周辺土壌と水源の汚染を引き起こす可能性があること危惧されている(National Agricultural Biosecurity Centre 2004, Kim et al. 2010)。実際に, 韓国で口蹄疫(FMD), 鳥インフルエンザ等により大量の家畜を埋却した地点で地下水の水質が悪化した事例がある(Kim et al. 2010, Kwon et al. 2017)。日本でも, 宮崎県において2010年の口蹄疫の際に埋却地周辺の地下水等のモニタリングが実施され, 調査当初に全溶存有機態炭素(TOC)が高い濃度で検出されたほか, アンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ )などが検出された(赤崎ほか 2016)。

シカの捕獲個体の埋設や放置は, 埋設箇所へ一定量の物質を負荷する人為的な行為であり, 自然生態系での動物死骸の負荷や家畜の埋却と同様に周辺環境へ影響を及ぼす可能性がある。捕獲個体の埋設や放置が周辺土壌の

物質動態に及ぼす影響を検討することは, 適切な埋設方法を検討するために重要である。そこで我々は, 埋設が周辺環境へ及ぼす影響のうち, 土壌水の水質へ及ぼす影響を明らかにするために, 2016年にシカの埋設試験を実施した。そして, 地表面設置で野生動物の誘引が起きること, 地表面設置では土壌水的全窒素濃度に及ぼす影響は短期的であるが, 深い埋設では埋設後約2年間, 土壌水的全窒素濃度に影響が残ることを報告してきた(古澤・八代田 2019, 平田 2019, 古澤・八代田 2021)。一方, 全窒素を構成する有機態窒素, 無機態窒素のアンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ )および硝酸態窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ )といった成分ごとの検討は十分行われていない。また, 窒素だけでなく, 既往研究で測定されている全溶存有機態炭素(TOC), pH, 電気伝導度(EC)などもあわせて検討することで, 捕獲個体の埋設や放置が土壌水の水質へ及ぼす影響をより明確にできると考えられる。そこで本研究では, 成分別の窒素濃度とその他の水質項目の結果を合わせて検討を行い, 捕獲個体埋設が土壌水の水質に及ぼす影響についてより詳細を明らかにすることを目的とした。

## 試験地および方法

### (1) 試験地の概要

シカの埋設試験を行ったのは, 徳島県三好市の山地にある皆伐地(250 ha)である。標高784~832 m, 傾斜10~25°の北東向き斜面で, 地質は変成岩, 土壌は褐色森林土である。試験地最寄りのアメダス観測所(徳島県池田)において1991~2020年の年平均値で年降水量が1497.5 mm, 年平均気温が14.3°Cであった<sup>(1)</sup>。皆伐後にスギ(*Cryptomeria japonica* D. Don)が植林されており, 樹高はおおよそ2 mである。

### (2) 埋設試験の設定

埋設試験では, 捕獲個体を1頭ずつ埋設する埋設区(埋設深度: 0 m区(地表面設置), 0.5 m区, 1.5 m区の3段階)と, 埋設しない対照区の合計4処理区を1試験区とした。試験区の繰り返しは3(M1区, M2区, M3区)である。各処理区は10 m間隔で再造林地の斜面に対して平行に設置し(図1), 各試験区は再造林地の斜面に対して垂直方向にそれぞれ20 m以上の間隔をあけて設置した。

2016年11月に捕獲個体と土壌水採取管を埋設するための穴を重機で掘削した(図1)。各処理区とも掘削の幅は約60 cm, 長さは1.5~2 m程度であったが, 埋設深

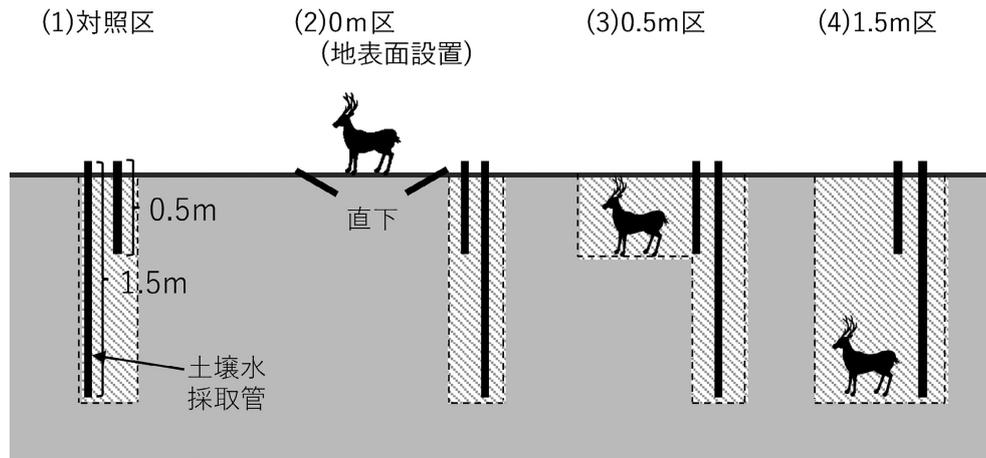


図1. 処理区的设计. 重機で掘削して埋め戻した部分を斜線で示している.

度は処理区によって異なる。0 m 区（地表面設置）と対照区では土壌水採取管を設置するための穴を深さ 1.5 m まで掘削した。0.5 m 区では、捕獲個体を埋設するための 0.5 m の深さに底面を持つ穴をまず掘削し、その穴の中で斜面下方にあたる部分について土壌水採取管設置用に 1.5 m の深さまで掘り下げた。1.5 m 区では全て深さ 1.5 m まで掘削した。掘削された土壌は穴のわきに仮置きされ、捕獲個体の埋設時に埋め戻しに用いられた。

シカの埋設は 2016 年 12 月～2017 年 1 月に行った。これは鳥獣保護管理法で定められた猟期内にあたる。調査地の再造林地内では苗木被害を軽減するために捕獲事業を実施しており、シカが捕獲され次第、各処理区に順次埋設した。0 m 区では地面に捕獲個体を設置して杭などに固定した。合計で 9 頭を埋設または地表面に設置し、供したシカの体重の平均と標準偏差は  $31.5 \pm 5.0$  kg だった（平田 2019）。

各処理区において、先端に多孔質のポーラスカップが装着された長さ 0.5 m および 1.5 m の土壌水採取管（大起理化学工業、DIK-8390-58 および DIK-8390-54）各 1 本をそれぞれ 0.5 m および 1.5 m の深さに先端が位置するように埋めて設置した。設置にあたり、埋設（または地表面設置）した捕獲個体の斜面下方でなるべく個体に近い位置に土壌水採取管を設置するように留意した。さらに、0 m 区では個体を設置した地面の直下の土壌水を採取する目的で、長さ 0.5 m の土壌水採取管（大起理化学工業、DIK-8390-58）2 本を個体のわきから土壌に斜めに差し込むように設置した。

### (3) 土壌の採取および分析方法

試験地土壌の概要を把握するため、2016 年 11 月に、

地表面設置区の 0 m（地表面）、0.5 m 区の深さ 0.5 m、1.5 m 区の深さ 1.5 m において、直径 50 mm、長さ 5 cm の試料円筒（大起理化学工業、DIK-1801）を用いて土壌を採取した。採取土壌を風乾し 2 mm の篩を通したものを供試土壌として、pH ( $H_2O$ )、EC、土壌全炭素含有率、全窒素含有率を測定した。土壌懸濁液（風乾土：水が 1：2.5）の pH ( $H_2O$ ) を電極法（TOA-DKK, HM-25R）により測定し、土壌懸濁液（風乾土：水が 1：5）の EC を電気伝導率計（TOA-DKK, CM-30R）を用いて測定した。土壌全炭素含有量、全窒素含有量については、供試土壌を微粉碎した試料について乾式燃焼法で測定した（住化分析センター、Sumigraph NC900）。これらの測定値を表 1 に示す。

### (4) 土壌水の採取および分析方法

各処理区の各深度の土壌水を 2016 年 12 月～2018 年 11 月までの 1 年 11 カ月に、月 2 回から 2 カ月に 1 回程度の頻度で（計 15 回）採取した。土壌水の採取には減圧して吸引する方法（降下圧法）を用い、測定開始時に 0.06～0.08 MPa 程度の減圧をかけて一晩放置し採水した。採取した土壌水は研究室に持ち帰り、水量の測定を行ったのち、孔径 0.2  $\mu\text{m}$  のメンブレンフィルター（アドバンテック、25HP020AN）でろ過滅菌し、分析まで冷蔵で保存した。

土壌水の分析項目は、pH、EC、全溶存有機態炭素（TOC）濃度、全窒素（TN）濃度、アンモニア態窒素（ $NH_4\text{-N}$ ）濃度、硝酸態窒素（ $NO_3\text{-N}$ ）濃度とした。pH については pH 計（TOA-DKK, HM-25R）で、EC は電気伝導率計（TOA-DKK, CM-30R）で測定した。TOC 濃度および TN 濃度は全有機体炭素計（島津製作所、

表1. 埋設試験開始前の土壌の化学性.

	試験区	対照区 地表面	0 m 区 地表面	0.5 m 区 深さ 0.5 m	1.5 m 区 深さ 1.5 m
pH (H <sub>2</sub> O)	M1	5.1	5.2	5.3	5.6
	M2	5.1	5.3	5.1	5.4
	M3	5.0	5.4	4.9	5.2
	平均±SD	5.1±0.0	5.3±0.1	5.1±0.2	5.4±0.2
EC (μS/cm)	M1	66	68	31	8
	M2	70	48	14	19
	M3	62	62	20	15
	平均±SD	66±4	59±1	21±8	14±5
全炭素含有率 (%)	M1	7.6	8.8	1.3	0.1
	M2	8.2	4.5	0.2	0.2
	M3	7.1	6.5	0.4	0.1
	平均±SD	7.6±0.6	6.6±2.2	0.6±0.6	0.1±0.1
全窒素含有率 (%)	M1	0.49	0.57	0.14	0.01
	M2	0.48	0.28	0.02	0.03
	M3	0.46	0.38	0.05	0.02
	平均±SD	0.48±0.01	0.41±0.15	0.07±0.06	0.02±0.01

TOC-L) で測定した。また、NH<sub>4</sub>-N 濃度、NO<sub>3</sub>-N 濃度はイオンクロマトグラフ (サーモフィッシャーサイエントフィック, ICS-1000, 分離カラム: IonPac AS12A (4×200 mm) ガードカラム: IonPac AG12A (4×50 mm)) で測定した。これらの測定値のうち土壌水の TN 濃度の 3 処理区の平均値 (算術平均値) については平田 (2019) で報告している。なお、採取した土壌水中の物質の濃度は、土壌水分含有率が高い時 (土壌水の採取量が多い時) には希釈効果で薄くなるのが想定される。しかし、本研究では全期間および採取時ごとに採取水量と TN 濃度や TOC 濃度の関係を検討したところ相関関係は認められなかった。そのため、本研究では各処理区および各深度について測定値そのものを示して考察することとした。ただし 0 m 区の地面直下については土壌水採取管のくり返しが 2 であるため、採取したサンプルの濃度の測定値と採取水量から加重平均して示した。

### 調査結果と考察

#### (1) 各処理, 各深度の土壌水の水質

各試験区の土壌水の測定値を処理区ごとにそれぞれ図 2~図 5 に示した。これ以降、土壌水の採取深度を「地面直下」「0.5 m 深さ」「1.5 m 深さ」と記し、土壌そのものの深度については「深さ〇〇 m」と記す。

対照区において、0.5 m 深さの土壌水の pH は 3 試験区でばらつきはあるものの、概ね 4.8~6.5 の範囲にあっ

て、測定期間中 (2016 年 12 月~2018 年 11 月まで) の経時的な傾向は認められなかった (図 2)。EC は 50 μS/cm 以下、TOC 濃度は 2 mg/l 以下、TN 濃度は 5 mg/l 以下で推移し、3 試験区のばらつきは小さかった。1.5 m 深さの土壌水も 0.5 m 深さと同様の傾向を示し、TOC 濃度は 5 mg/l 以下と 0.5 m 深さの値よりやや高かった。0.5 m 深さと 1.5 m 深さの両方とも NH<sub>4</sub>-N はほとんど検出されず、NO<sub>3</sub>-N 濃度は TN 濃度とほぼ同じであった。このことから TN のほとんどは NO<sub>3</sub>-N であると考えられた。

0 m (地表面設置) 区では、0.5 m 深さおよび 1.5 m 深さに加えて個体を設置した地面直下で土壌水の水質測定を行った (図 3)。3 つの深度で 3 試験区のいずれも pH は 4.8~6.9 の範囲にあつて、測定期間中の経時的な傾向は認められなかった。地面直下については、EC、TOC 濃度、TN 濃度のいずれも、2017 年 5 月、7 月、10 月に M1 区で高くなり、その後は元の濃度レベルに戻った。対照区の地面直下の測定がないため対照区 0.5 m 深さの濃度レンジと比べた場合、これらの増加時の濃度は著しく高かった。TN 濃度の最大値は 2017 年 5 月で 37.9 mg/l であり、このとき NO<sub>3</sub>-N 濃度は 32.9 mg/l で、NH<sub>4</sub>-N も検出された (8.9 mg/l)。地面直下は深さ 1.5 m の土壌に比べれば好気的な条件であり硝化は進むと考えられるにもかかわらず NH<sub>4</sub>-N が検出されたことから、設置個体の残骸から地面直下に流入している NH<sub>4</sub>-N が多量であるため土壌中での硝化作用が追いついていないと考えられる。一方、0 m 区の 0.5 m 深さでは M2 区で 2017 年 8

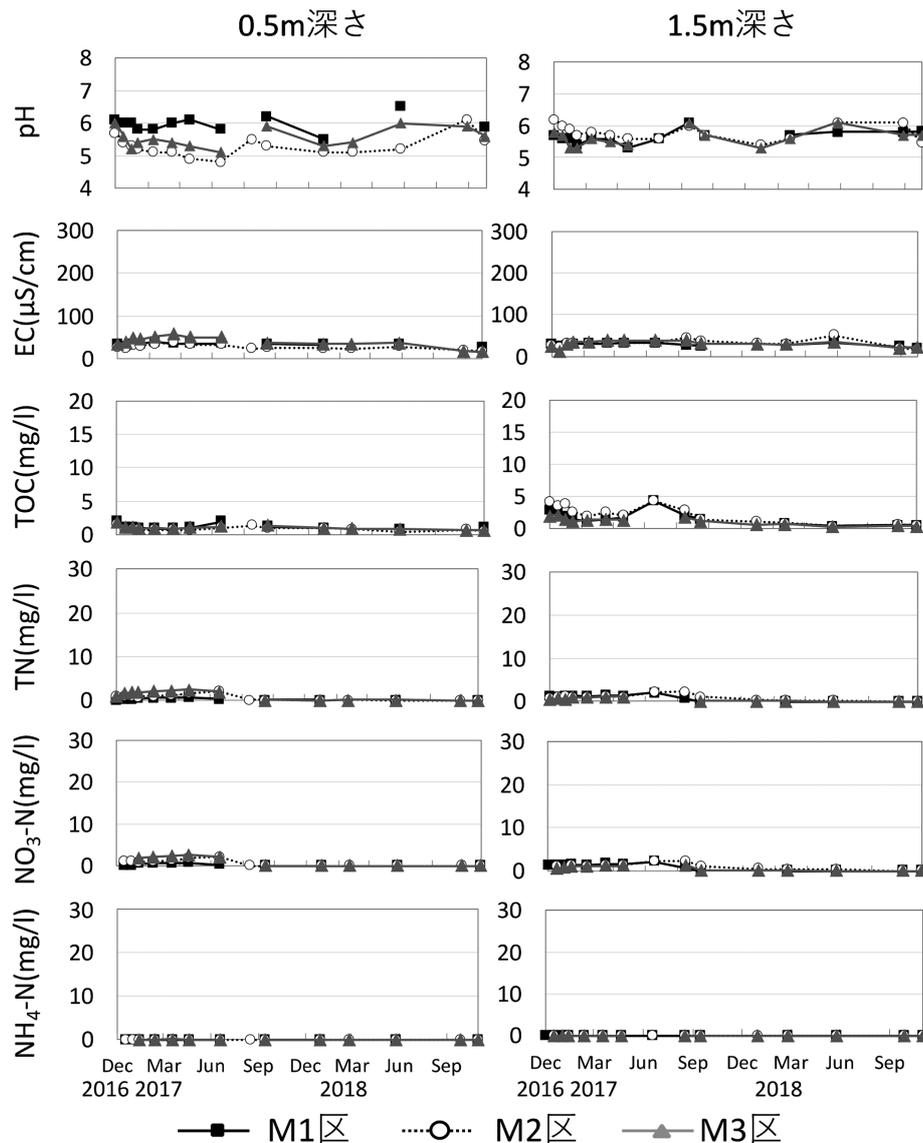


図2. 各試験区における対照区の土壌水の水質 (pH, EC, TOC, TN, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N) の経時変化.

月に EC, TOC 濃度, TN 濃度が小さいピークを示した後、速やかに元のレベルに戻った。1.5 m 深さでも, M1 区, M2 区で 2017 年の 7 月と 9 月に EC, TOC 濃度, TN 濃度がやや高い傾向があった。この一時的増加は地表面設置の影響を受けた可能性もあるが, 対照区と同程度の濃度にとどまっていることと, 7 月～9 月は土壌が乾燥して土壌水が採取できず欠測があることから, 影響を受けたかどうか明確ではない。0.5 m 深さ, 1.5 m 深さともに, NH<sub>4</sub>-N はほとんど検出されず, NO<sub>3</sub>-N 濃度は TN 濃度とほぼ同じであった。我々の既往の研究で, 本試験地では土壌水の TN 濃度へ地表面設置が及ぼす影響は短期間かつ地面直下のみに現れることを既に報告している (平田

2019)。また, 0 m 区ではイノシシ (*Sus scrofa*) による採食が起き, イノシシが設置個体の大部分を移動させ, 設置場所には残骸が残る状態であったために土壌水への影響が短期間になったと示唆した (平田 2019, 古澤・八代田 2021)。これに加えて本研究では, 地面直下の土壌水で EC, TOC 濃度, TN 濃度が連動して高くなることが認められ, かつ NH<sub>4</sub>-N も検出された。このことは, 地面直下の土壌水が捕獲個体設置の影響を受けたことを支持する。

0.5 m 区において, いずれの試験区でも 0.5 m 深さでは pH, EC, TOC 濃度, TN 濃度のいずれも対照区と同程度の値を示しており, 0.5 m 深さに埋設したにもかか

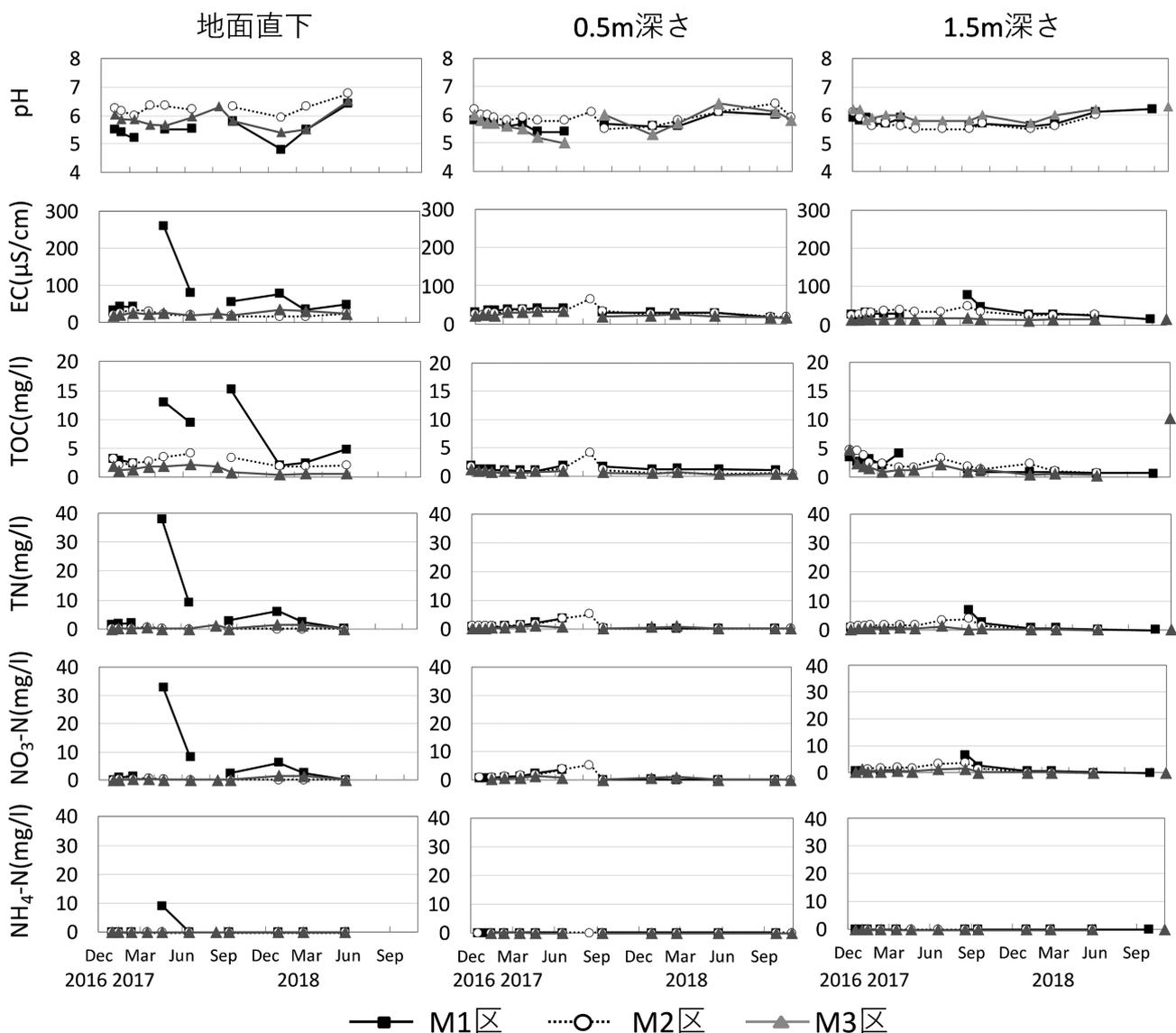


図3. 各試験区における0 m 区の土壤水の水質 (pH, EC, TOC, TN, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N) の経時変化.

ならず埋設の影響は検出されなかった (図4). 1.5 m 深さの土壤水では2017年1月にM1区のTOC濃度が15 mg/l弱であったが、その後すぐ減少していることから、掘削して仮置きした土壤を穴に埋め戻す際に、炭素含有率が高い表層土壤が穴の深い場所にわずかに混入し、一時的にTOC濃度を高めた可能性がある。一方、M2区でECとTN濃度が2017年7月から増加して対照区の値より高くなり、10月にピークが検出され (EC: 220 μS/cm, TN: 24.9 mg/l)、2018年1月以降に濃度は減少した。この時、NH<sub>4</sub>-Nはほとんど検出されず、TN濃度とNO<sub>3</sub>-N濃度はほぼ同じであった。また、TOC濃度はTN濃度やNO<sub>3</sub>-N濃度と連動して高くなることはなかつ

た。この結果は、NO<sub>3</sub>-Nについては埋設した深度より下部に埋設の影響がおよぶ可能性を示唆している。ただし、この結果には本研究の試験方法が影響している可能性がある。というのは、この処理区の埋設深度は0.5 mであるが土壤水採取管を設置した部分はさらに1.5 mまで掘り下げて埋め戻している。掘削した底面より下の土層は攪乱を受けていないため上層より硬いと考えられ、土壤水が掘削した底面に沿って下方に移動した可能性がある。

1.5 m 区の0.5 m 深さでは、いずれの試験区でもpHは4.7~6.7の範囲で対照区と同様の値だった (図5)。2018年3月にM1区においてECが150 μS/cm以上の値

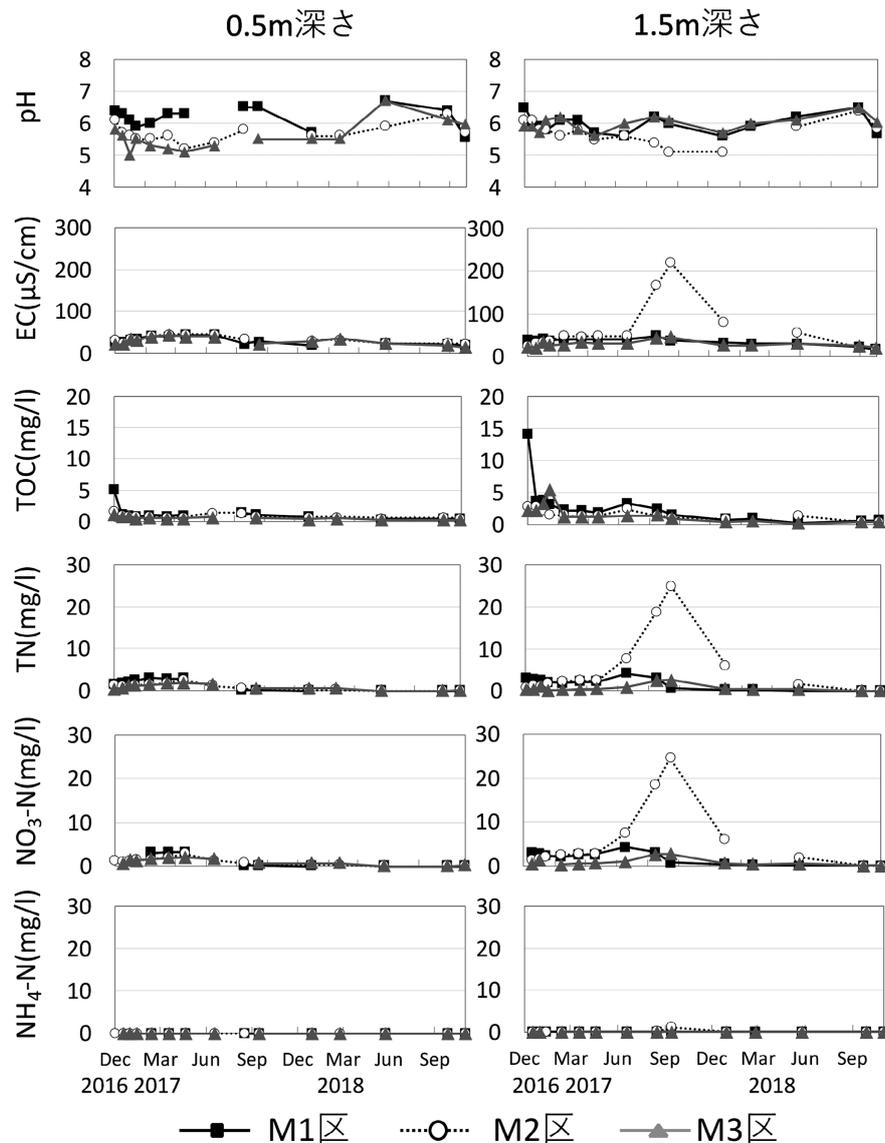


図4. 各試験区における0.5m区の土壤水の水質(pH, EC, TOC, TN, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N)の経時変化.

を示し、TN濃度(そのほとんどがNO<sub>3</sub>-Nであった)も15 mg/lと高くなった一方、TOC濃度は対照区と同程度(5 mg/l以下)にとどまった。TN濃度は2017年7月にも9.7 mg/lと対照区に比べやや高い値を示した。この結果はNO<sub>3</sub>-Nについては埋設した深度より上部の土壤水にも埋設の影響が及ぶ可能性を示唆している。土壤水中の溶質は、分散によって上下に拡散移動するほか、地表面からの蒸発や蒸散で上向きの水の移動が生じる場合に水とともに移動する(中野1991)。本研究でもこのような現象により埋設深度より上方へのNO<sub>3</sub>-Nの移動が生じた可能性がある。1.5m区の1.5m深さでは、3試験区のpHは4.3~7.2の範囲にあったが、M3区では

M1, M2区より変動が大きい傾向にあった。その他の測定項目については、試験区によって傾向が異なった。M2区ではEC, TOC濃度, TN濃度のいずれも対照区と同程度の低い値で推移し、ほとんど経時的な変動がなかった。M1区については2017年9月以降にECとTN濃度が高い場合があり、TN濃度は最大で19.1 mg/lで、TNの大半がNO<sub>3</sub>-Nであった。また、埋設から2年近く経過した2018年11月にはTOC濃度が79.0 mg/lとなった。一方、M3区では他の2区より高い濃度が検出された。2017年9月以降にTN濃度が増加し、2018年11月に439.8 mg/lと高い値が検出された。M3区ではNH<sub>4</sub>-N濃度, NO<sub>3</sub>-N濃度はほぼ同程度であり、両方合わせると

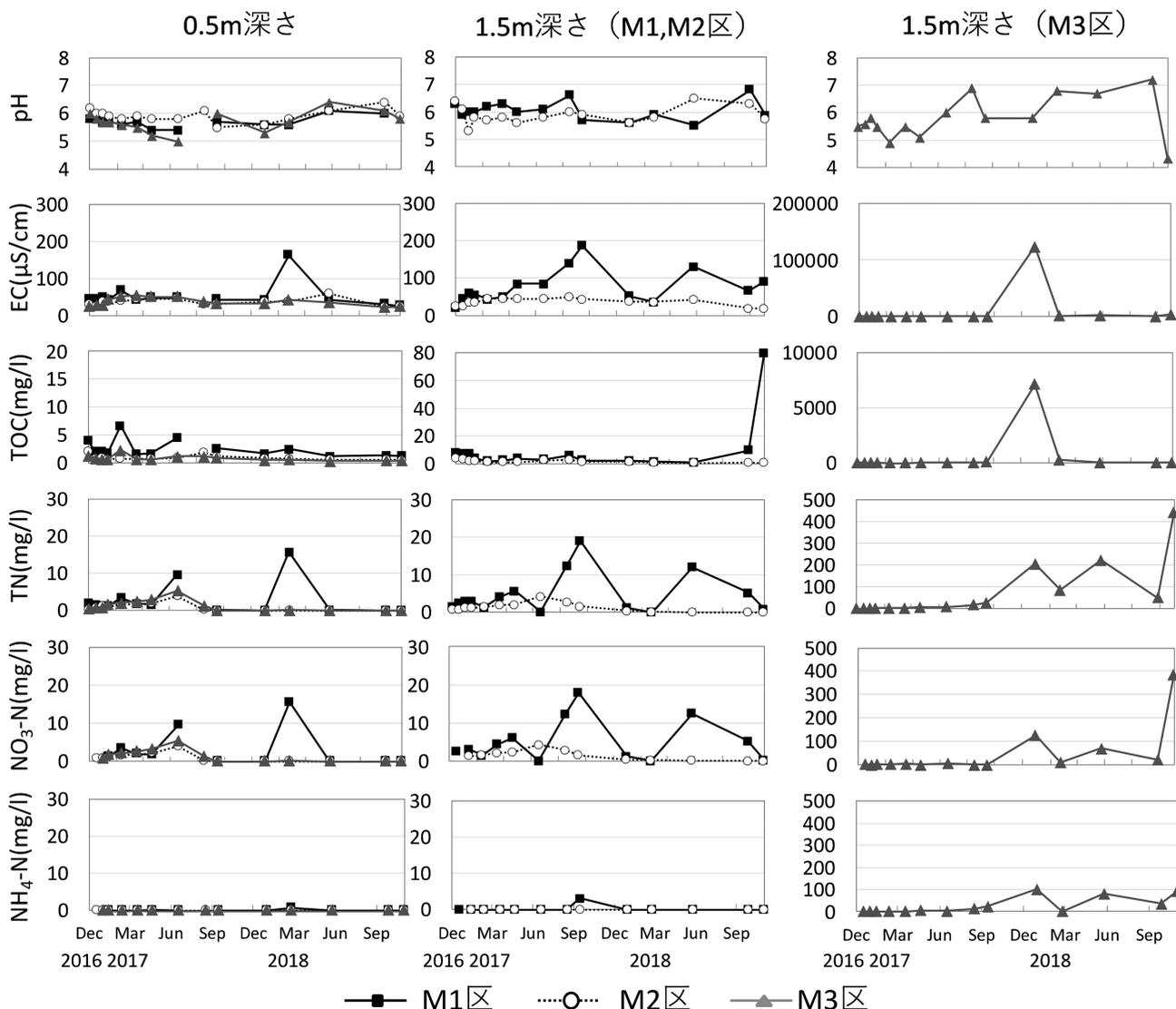


図5. 各試験区における1.5m区の土壤水の水質(pH, EC, TOC, TN, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N)の経時変化。

ほぼTN濃度と等しかった。深さ1.5mでは嫌気条件であるために、NH<sub>4</sub>-Nが局所的に大量に生じると十分に硝化されないと考えられた。2018年1月にはTOC濃度で7095 mg/l、ECで124000 μS/cmとこれらの項目の最大値を観測した。我々の既往研究で1.5m区の1.5m深さのTN濃度には埋設から2年近く経過しても埋設の影響が継続することを既に報告している(平田2019)。これに加えて本研究では、TOCについても1~2年の長期的な影響があることが示唆された。

以上の結果をまとめると、pHについては埋設の影響は顕著ではなかったと言える。それ以外の項目では、処理の繰り返しである3つの試験区による値のばらつきが大きく、埋設・設置の影響は認められたり認められなかつ

たりした。そして、埋設・設置の影響がある試験区でも、濃度が高くなる時期と低い時期があった。これは、土壤中の水の移動が極めて不均一であり、埋設・設置の影響を受けた土壤水を採取できない場合があるためと考えられる。したがって測定精度は高くはないと考えられるものの、本研究では対照区と比べて処理区ではEC、TOC濃度、TN濃度、NO<sub>3</sub>-N濃度、NH<sub>4</sub>-N濃度が高い場合があることが認められ、埋設・設置が土壤水の水質に複数の項目で影響を及ぼすことが確認できた。

本研究では、TN濃度などの上昇する時期が埋設深度により異なっていた。このメカニズムはいくつか考えられる。埋設後の分解には様々な要因が影響するが、温度と埋設深度が大きく影響すると示唆されている(National

Agricultural Biosecurity Centre 2004). 0 m 区では捕獲個体を設置した後 2017 年の 5 月～10 月に地面直下で窒素濃度が変化していた。夏季は、動物遺体の分解に関わる生物（昆虫や微生物）の活動が活発になり、分解が促進されると考えられる。一方、1.5 m 区の 1.5 m 深さでは 2017 年 9 月から徐々に濃度が高まって、2018 年 1 月や 11 月に高い濃度ピークが認められた。動物遺体の分解は埋設深が深いほど遅くなると言われている (Schultz 2007)。0 m 区や 0.5 m 区では 2017 年の夏季に分解がピークになったと考えられるのに対し、1.5 m 区では分解が遅かった可能性がある。また、土壌中の物質の移動速度や移動方向も関係すると考えられる。0.5 m 区では 1.5 m 深さの土壌水の EC と TN 濃度が一部の試験区で 2017 年の 10 月にピークになった。これは夏季に分解されて生じた水溶性の物質が水の移動とともに土壌深部へ移動するにあたりタイムラグがあった可能性がある。1.5 m 区の 0.5 m 深さでは 2017 年 7 月および 2018 年 3 月にピークが認められ、この時期に深さ 1.5 m から 0.5 m へ上向きの水の移動が生じたと考えられた。2017 年 7 月については、夏季のため蒸発散が大きくなり、表層土壌で乾燥がすすんで下層から表層への上向きの水移動が生じた可能性がある。2018 年 3 月については調査地の気象条件が不明であるため、原因は明らかではなく今後の検討を要する。

## (2) 濃度値の評価

本研究では各測定項目の最大値は M3 区の 1.5 m 区の 1.5 m 深さで認められ、EC は 124000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、TOC 濃度は 7095 mg/l、TN 濃度で 439.8 mg/l、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度で 386.0 mg/l、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度で 93.8 mg/l であった (図 5)。既存研究では、韓国で 3989 頭のブタを埋却した埋却地で、埋却 2 年後の浸出液について EC が 5780  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、 $\text{NO}_3^-$  濃度が 1965 mg/l ( $\text{NO}_3\text{-N}$  で 443.7 mg/l 相当) という値を観測している (Kwon et al. 2017)。同じく韓国でニワトリの大量埋却地において、埋却 2 年後の浸出液で EC は 28930  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、 $\text{NO}_3^-$  濃度は 49.6 mg/l ( $\text{NO}_3\text{-N}$  で 11.2 mg/l)、 $\text{NH}_4^+$  濃度は 10000 mg/l ( $\text{NH}_4\text{-N}$  で 7778 mg/l) であった (Oh et al. 2021)。また、アメリカ合衆国アイオワ州の複数頭のブタの埋却地で、19 カ月間の浸出水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は平均 740 mg/l であった (Glanville 1993)。本研究の測定値は、EC は Kwon et al. (2017) と Oh et al. (2021) より 1～2 オーダー高かった。 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度は Kwon et al. (2017) と同程度のオーダーで、 $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度は Glanville (1993) や Oh et al. (2021) より 1～2 オーダー低かった。これらの既存研究は家畜の埋却地での研究であり、

本研究とは埋設の規模や測定方法が異なるので一概に比較はできない。しかし、本研究でシカ 1 頭の埋設であっても大規模埋却地と同様の高い値になりうる事が明らかになった。

## (3) 系外への流出リスク

窒素濃度や炭素濃度が高い土壌水がその場所にとどまらずに移動して森林の系外（溪流）へ流出するならば影響範囲が拡大する。そこで土壌中の物質の移動リスクについて考察する。

埋設地周辺土壌における物質の移動範囲に関する既往の知見はいくつかある。Pratt and Fonstad (2017) ではカナダのサスカチュワン州の 2 つの埋設地の周辺で土壌コアを採取し埋却地の下や周辺での汚染物質の移動を詳細に分析した。1 か所目のエルクの埋設地では埋設後 7 年目に陰イオン ( $\text{Cl}^-$ ) といくつかの陽イオン ( $\text{Ca}$  と  $\text{Mg}$ ) が 1～1.5 m 垂直方向に移動していた。アンモニウムイオン ( $\text{NH}_4^+$ ) は、トレンチの底面付近と底面から 1 m の範囲で減衰していた。2 か所目の家畜の埋却地では、埋設後 60 年間の浸出水の垂直方向の移動は比較的緩やかで、移動量は最大 1～2 m であることが示された。陽イオンである  $\text{NH}_4^+$  は、埋設穴の範囲内および埋設穴のすぐ周辺の土壌に含まれていた一方で、 $\text{Cl}^-$  などの陰イオンの水平方向の移動が最大 10 m まで認められた。土壌有機物や粘土鉱物からなる土壌粒子はマイナス荷電を有しており、陽イオンである  $\text{NH}_4^+$  は吸着・保持されやすい (河田 1982)。一方、陰イオンは陽イオンに比べると土壌への吸着保持は少なく、 $\text{Cl}^-$  や  $\text{NO}_3^-$  ではむしろ土壌粒子表面のマイナス荷電によって反発される場合が多い (波多野 1986)。このため、陰イオンの方が陽イオンよりも移動範囲が大きいと考えられる。ただし文献によって  $\text{NH}_4^+$  の移動範囲は異なっている。Kim et al. (2010) は、埋却 4 年後に埋却地から 15 m 離れた地点で土壌抽出液中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  の含有量が高くなったと報告しており、この  $\text{NH}_4\text{-N}$  の移動速度は Pratt and Fonstad (2017) と比べて速かった。イオン吸着能は土壌によって異なる。また、土壌中での土壌水と溶存物質の移動には土性や孔隙特性が関与する (中野 1991)。これらのことから陽イオン、陰イオンともに土壌条件によって移動速度は異なると考えられる。

本研究では 0.5 m 区で埋設深度より下方で、1.5 m 区では埋設深度より上方で  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度の高まりが認められたことは、陰イオンである  $\text{NO}_3\text{-N}$  が移動しやすいことを示唆している。本研究では  $\text{NH}_4\text{-N}$  はほとんど検出されておらず、原因の 1 つとして  $\text{NH}_4^+$  の土壌への吸着

が考えられる。

本研究では土壌水の TOC 濃度も高くなる場合があった。この TOC の成分は明らかではないが、嫌気的な分解過程では埋設された物質から高濃度の有機酸が生成されるといわれている (McBean et al. 1995)。有機酸は土壌鉱物あるいは腐植物質中の鉄 (Fe) やアルミニウム (Al) と配位子交換反応によって有機錯体を形成し、難溶化する (De Coninck 1980)。このことが溶存炭素濃度の減少に大きな影響を及ぼす (Cronan and Aiken 1985)。水溶性の有機酸が主体であると仮定するならば、上記の反応により土壌中に保持される可能性があり、流出リスクは陰イオンより低いのではないかと予想される。

日本国内の水道水質基準では、NO<sub>3</sub>-N 濃度および NO<sub>2</sub>-N 濃度の合計が 10 mg/l 以下、TOC 濃度は 3 mg/l 以下となっている<sup>(2)</sup>。本研究ではこれより高い NO<sub>3</sub>-N 濃度と TOC 濃度が検出される場合があった。前述の通り溶存有機態炭素は土壌へ保持されるほか、微生物によって分解される。また、窒素は土壌中から系外 (溪流) へと移動していく過程で、植物に吸収されたり、微生物によって脱窒作用を受けたりする。したがって、検出された濃度のままの土壌水が系外へ流出することは考えにくい。本研究の結果からは、溪流沿いなど地下水位の高い場所への捕獲個体埋設は溪流や地下水の汚染につながるリスクがあるため避けた方が望ましいと考えられる。本研究では埋設個体から生じた物質の土壌中での移動範囲や速度を測定していないため、今後調査を進めることが必要である。適切な埋設方法を明らかにするためには、土壌条件の異なる場所で同様の研究を行う必要もある。

## 謝 辞

本研究を進めるにあたり、徳島県立農林水産総合技術支援センターの藤井 栄氏、および (国研) 森林総合研究所の眞中卓也氏には野外調査においてご助力を賜った。また、(国研) 森林総合研究所の根本美千代氏、勝井祥江氏、吉田 佳氏、竹内菜穂子氏には試料調整、分析などにおいて多大なるご協力をいただいた。本研究は、環境総合研究推進費補助金「イノシシ、ニホンジカ等の適正かつ効率的な捕獲個体の処理および完全活用システムの開発 (3K163003)」により実施した。

## 注

(1) 気象庁 ([https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml\\_amd\\_ym.php?prec\\_no=71&block\\_no=0720&year=](https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=71&block_no=0720&year=)

2017&month=&day=&view=), 2021 年 5 月 31 日確認  
(2) 厚生労働省 (<https://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/topics/bukyoku/kenkou/suido/kijun/kijunchi.html>, 令和 2 年 4 月 1 日施行), 2021 年 6 月 3 日確認

## 引用文献

- 赤崎いずみ・中山能久・三坂淳一・溝添光洋・坂元勇太・坂本祥子・島田玲子・中村公生・阿波野祥司・山田亨・津曲洋明・福留智子・萩平敦朗・元明秀成 (2016) 口蹄疫埋却地周辺水質調査について。全国環境研会誌 41: 35-40.
- Bump, J. K., R. O. Peterson and J. A. Vucetich (2009) Wolves modulate soil nutrient heterogeneity and foliar nitrogen by configuring the distribution of ungulate carcasses. *Ecology* 90: 3159-3167.
- Cronan, C. S. and G. R. Aiken (1985) Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochemica et Cosmochimica Acta* 49: 1697-1705.
- De Coninck, F. (1980) Major mechanisms in formation of spodic horizons. *Geoderma* 24: 101-128.
- 波多野隆介 (1986) 水溶性陰イオン。「土壌標準分析・測定法」(土壌標準分析・測定法委員会, 編), p.140. 博友社, 東京.
- 古澤仁美・八代田千鶴 (2019) 捕獲個体 (ニホンジカ) の放置・埋設が土壌水に及ぼす影響のモニタリング. *JATAFF ジャーナル* 10: 21-25.
- 古澤仁美・八代田千鶴 (2021) 捕獲個体の埋設による周辺環境への影響. *Wildlife Forum* 25: 26-27.
- Glanville, T. D. (1993) Groundwater impacts of on-farm livestock burial. *Iowa Groundwater Quarterly* 4: 21-22.
- 平田滋樹 (2019) 「環境研究総合推進費補助金総合研究報告書 イノシシ、ニホンジカ等の適正かつ効率的な捕獲個体の処理および完全活用システムの開発に関する研究 (3K163003) 平成 28 年度～平成 30 年度」([https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/seika\\_1\\_r01.html](https://www.erca.go.jp/suishinhi/seika/seika_1_r01.html)) 2021 年 5 月 20 日確認.
- 環境省 (2015) 「鳥獣の保護及び管理並びに狩猟の適正化に関する法律. 平成 27 年 8 月 1 日 (基準日) のデータ」(<https://elaws.e-gov.go.jp/document?lawid=414AC0000000088#1>) 2021 年 3 月 1 日確認.
- 環境省 (2017) 「鳥獣の保護及び管理を図るための事業を実施するための基本的な指針 (平成 29 年 9 月環境省告示版)」(<https://www.env.go.jp/nature/choju/plan/pdf/>

- plan1-1b-H29.pdf) 2021年5月20日確認.
- 環境省・農林水産省 (2013) 「抜本的な鳥獣捕獲強化対策」 (<http://www.env.go.jp/nature/choju/effort/effort9/kyouka.pdf>) 2021年5月20日確認.
- 河田 弘 (1982) 土壌の化学的性質. 「森林土壌の調べ方とその性質」 (森林土壌研究会, 編), pp.238–272. 林野弘済会, 東京.
- Kim, K. H., K. R. Kim, H. S. Kim, G. T. Lee and K. H. Lee (2010) Assessment of soil and groundwater contamination at two animal carcass disposal sites. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* 43: 384–389. (In Korean)
- Kwon, M. J., S. T. Yun, B. Ham, J. H. Lee, J. S. Oh and W. W. Jheong (2017) Impacts of leachates from livestock carcass burial and manure heap sites on groundwater geochemistry and microbial community structure. *PLOS ONE* 128: e0182579, doi:10.1371/journal.pone.0182579.
- McBean, E. A., F. A. Rovers and G. J. Farquhar (1995) “*Solid waste landfill engineering and design*”. Prentice Hall, New Jersey, USA.
- 中野政詩 (1991) 「土の物質移動学」. 東京大学出版会, 東京.
- National Agricultural Biosecurity Centre (2004) “*Carcass Disposal: a Comprehensive Review. Written for the USDA Animal and Plant Health Inspection Service, National Agricultural Biosecurity Centre, Kansas State University, USA*”. (<https://krex.k-state.edu/dspace/handle/2097/662#:~:text=Carcass%20Disposal%3A%20A%20Comprehensive%20Review%20provides%20a%20comprehensive%20summary%20of,timely%20disposal%20of%20animal%20carcasses.>) Accessed 2021-05-20.
- Oh, J., H.-R. Kim, S. Yu, K.-H. Kim and S.-T. Yun (2021) Delineating the impacts of poultry burial leachate on shallow groundwater in a reclaimed agro-livestock farming area, using multivariate statistical analysis of hydrochemical data. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 7742–7755.
- Pratt, D. L. and T. A. Fonstad (2017) Geochemical evolution and leachate transport beneath two carcass burial sites: A field investigation. *Transactions of the Asabe* 60: 1895–1911.
- Quaggiotto, M. M., M. J. Evans, A. Higgins, C. Strong and P. S. Barton (2019) Dynamic soil nutrient and moisture changes under decomposing vertebrate carcasses. *Biogeochemistry* 146: 71–82.
- Schultz, J. J. (2007) Variables affecting the gross decomposition of buried bodies in Florida: Controlled graves using Pig (*Sus scrofa*) cadavers as a proxy for human bodies. *Florida Scientist* 70: 157–165.
- Towne, E. G. (2000) Prairie vegetation and soil nutrient responses to ungulate carcasses. *Oecologia* 122: 232–239.